P 3966

HALIOTIS

vol. 35
2005

issn 0397.765 x

SOCIETE FRANÇAISE DE MALACOLOGIE

Haliotis, revue de la Société Française de Malacologie, est ouverte à des articles originaux couvrant tous les aspects de l'étude des Mollusques. Son rythme de parution est en principe annuel.

La soumission d'un manuscrit à *Haliotis* sous-entend qu'il n'est pas publié ou sous presse ailleurs. Les auteurs qui désireront utiliser ultérieurement des matériaux publiés dans *Haliotis* devront préalablement obtenir la permission de la S.F.M.

Soumission des manuscrits

Les textes doivent être saisis sous un traitement de texte d'usage courant. Il sera soumis dans un premier temps deux exemplaires tirés sur format A4 avec double interligne, ainsi que deux copies des illustrations. Les manuscrits sont à adresser au secrétariat général de la S.F.M., 55 rue Buffon, 75005 Paris, ou à un des membres du comité de rédaction.

Le manuscrit sera lu par un ou plusieurs spécialistes choisi(s) par le comité de rédaction, dont les commentaires seront adressés à l'auteur (sous forme anonyme ou non au choix du rapporteur). L'auteur a l'obligation de prendre en considération les commentaires du rapporteur et adressera s'il y a lieu une version révisée. Le comité de rédaction prendra alors, au vu des commentaires du rapporteur, une décision d'acceptation ou de refus du manuscrit.

Organisation du texte

- titre concis et informatif: pensez qu'il doit servir à l'indexation. Si le titre contient un nom de genre ou d'espèce peu connu, ce nom sera accompagné du nom d'un taxon supraspécifique
- prénoms (en entier) et noms des auteurs
- adresses des auteurs.
- "abstract" en Anglais, précédé du titre en Anglais.
- résumé en Français (éventuellement, titre en Français si l'article est rédigé dans une autre langue) exposant les principaux résultats, mais pas de descriptions de taxa nouveaux éventuellement introduits dans l'article.; éventuellement, résumé dans une autre langue si approprié.
- texte proprement dit comprenant, dans cet ordre, Introduction, Matériel et méthodes, Résultats, Discussion, Conclusions, Remerciements, Bibliographie.

Les niveaux hiérarchiques de sous-titres seront limités le plus possible. Les sous-titres ne seront en aucun cas numérotés.

Illustrations

Seules les illustrations en noir et blanc seront prises en charge par la revue. Le surcoût des illustrations en couleur sera à la charge des auteurs. Les illustrations, à leur taille définitive, mesurent au maximum 16,5 x 23 cm.

Les illustrations soumises après acceptation des manuscrits doivent être de bonne qualité, prêtes à clicher, ou des fichers électroniques au format TIFF, 600 ppp (noir et blanc) ou 300 ppp (demi-teintes). Pour les graphiques, des tirages d'imprimante laser ou à jet d'encre sur papier sont acceptables comme originaux, mais il est préférable d'adresser une copie électronique, au format TIFF ou dans le format natif du logiciel qui a produit le graphique si celui-ci est d'usage courant (Excel, Corel Draw...) *En aucun cas, les illustrations préalablement insérées dans un traitement de texte (Word ou autre) ne pourront être reproduites par l'imprimeur (ces logiciels altèrent les fichiers d'images insérées).*

Toutes les figures doivent être numérotées en une série unique, qu'il s'agisse de dessins, de photographies montées en planche, de cartes ou de graphiques. Les cartes devront faire figurer des coordonnées géographiques et avoir un cadre. Les tableaux (comportant exclusivement du texte ou des chiffres, à l'exclusion de graphiques) seront numérotés en une autre série. Les légendes des figures et des tableaux seront regroupées sur une feuille à part, et copiées également dans la disquette. Les auteurs pourront indiquer dans le texte la position souhaitée des figures et tableaux.

(suite sur la 3e page de couverture)

Pr 3966

Haliotis **35**: 1-11 (2005) Société Française de Malacologie

Competition between *Fossaria cubensis* and two isolates (susceptible and resistant to *Fasciola hepatica*) of *Pseudosuccinea columella* under laboratory conditions

Alfredo GUTIÉRREZ[1], *Mary YONG*[1], *Jorge SÁNCHEZ*[1], *Lin WONG*[1] *and Jean-Pierre POINTIER*[2]*

ABSTRACT

Competition between three Cuban lymnaeid isolates (one of *Fossaria cubensis* and two of *Pseudosuccinea columella* resistant and susceptible to *Fasciola hepatica* miracidial infection) was assessed in order to study the interactions between these snails. Growth and fecundity were compared under laboratory conditions among the three isolates. Comparisons involved snails raised in the presence of a partner from the same or a different isolate. Both growth and fecundity were significantly different between isolates. *F. cubensis* raised in the presence of resistant *P. columella* showed a diminished shell growth and fecundity compared to snails raised in the presence of susceptible *P. columella* or a conspecific partner (uniformly-paired). Susceptible *P. columella* increases its shell growth rate when snails are raised with either *F. cubensis* or resistant *P. columella* but its fecundity rate is not significantly altered; resistant *P. columella* does not seem to suffer any changes in growth or fecundity when snails are raised in the presence of any partner. The net reproduction rate of *F. cubensis* is reduced in snails raised with *P. columella* (either resistant or susceptible) compared to uniformly-paired snails. The net reproduction rate of *P. columella* (either resistant or susceptible) increases when snails are raised with *F. cubensis* compared to uniformly-paired snails. The presence of resistant *P. columella* increases the net reproduction rate of susceptible snails compared to uniformly-paired snails whereas resistant *P. columella* show a decreased net reproduction rate in the presence of susceptible snails. The results suggest that a chemical interaction takes place by means of excretory-secretory molecules produced by one or both species.

RÉSUMÉ

Compétition entre *Fossaria cubensis* et deux isolats (susceptible et resistant à *Fasciola hepatica*) de *Pseudosuccinea columella* en régime expérimental.

[1] Laboratorio de Malacología, apartado 601, Marianao 13, Ciudad Habana, Cuba.

[2] École Pratique des Hautes Études, UMR CNRS 5555, Université, 52 Avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan, France. * Corresponding author: fax 33 4 68 50 36 86, email: <pointier@univ-perp.fr>.

BIBL. DU MUSÉUM PARIS

Bibliothèque Centrale Muséum

3 3001 00268656 4

La compétition entre trois isolats (un isolat de *Fossaria cubensis*, un isolat de *Pseudosuccinea columella* susceptible à l'infestation par *Fasciola hepatica* et un isolat de *P. columella* résistant à l'infestation) a été étudiée au laboratoire. La croissance et la fécondité de ces trois isolats ont été comparées sur des mollusques élevés en présence d'un partenaire d'un même isolat ou d'un isolat différent. La croissance et la fécondité sont toutes deux significativement différentes entre les isolats. Les *F. cubensis* élevés en présence de *P. columella* résistants montrent une diminution de croissance et de fécondité en comparaison des mollusques élevés en présence d'un partenaire susceptible ou d'un partenaire conspécifique (paires uniformes). Les *P. columella* susceptibles voient leur croissance augmenter lorsque ils sont élevés soit avec des *F. cubensis* soit avec des *P. columella* résistants mais leur fécondité n'est pas significativement altérée. Les *P. columella* résistants ne montrent aucun changement de croisance ou de fécondité lorsqu'ils sont élevés en présence d'un autre partenaire. Le taux net de reproduction de *F. cubensis* est réduit en présence de *P. columella* (résistants ou susceptibles) en comparaison des mollusques élevés par paires uniformes. Le taux net de reproduction de *P. columella* (résistants ou susceptibles) augmente lorsque les mollusques sont élevés avec *F. cubensis* en comparaison des mollusques élevés par paires uniformes. La présence de *P. columella* résistants augmente le taux net de reproduction des *P. columella* susceptibles en coparaison des mollusques élevés par paires uniformes. En revanche, les *P. columella* résistants montrent une diminution de leur taux net de reproduction en présence des mollusques susceptibles. Ces résultats suggèrent que des interactions d'ordre chimique ont lieu par l'intermédiaire de molécules d'excrétion/secrétion produites par les mollusques.

INTRODUCTION

Fasciola hepatica is a cosmopolitan digenean trematode that acts as the causal agent of the parasitosis known as Fascioliasis. This liver disease is endemic in many countries, affecting not only domestic animals, like bovine and ovine livestock, but also humans. Fasciolosis is the cause of serious economic losses due to condemnation of infected livers, reduced meat and milk production and retarded calf growth among other damages (Morales & Pino 1992). From a medical standpoint the World Health Organization has estimated that more than 17 million of people are at risk all over the world (Rim *et al.* 1994), but this figure is probably an underestimation if account is taken of the absence or rarity of surveys in many developing countries (Mas-Coma *et al.* 1999).

The parasite includes in its life cycle snails belonging to the Lymnaeidae family. Two lymnaeid snails occur in Cuba: *Fossaria cubensis* and *Pseudosuccinea columella*, both species inhabiting freshwater bodies of various types (streams, marshes, lakes, rivers etc.). The first species, *F. cubensis*, is distributed through the whole island whereas *P. columella* has not been observed in the easternmost provinces. Morphological and ecological characteristics of both snail species have been studied in several countries (Paraense, 1982; 1983; Morales & Pino; 1983, Boyce *et al.*, 1986; Ferrer *et al.*, 1989). In Cuba, *F. cubensis* is the only species found infected with larvae of *F. hepatica* in nature. However, laboratory exposures to miracidia of this parasite showed that *P. columella* can actively develop infection and shed cercaria (Gutiérrez *et al.*, 2002). Moreover, *P. columella* has been found infected in natural habitats in countries like Australia, Brazil and Argentina (Boray *et al.*, 1985; Oliveira *et al.*, 2002; Prepelitchi *et al.*, 2003). Therefore, both species should be considered intermediate hosts of *F. hepatica* in Cuba.

In spite of the high susceptibility observed in *P. columella*, snails from a few populations cannot develop infection. All snails from these populations show an active resistance that can destroy the trematode larvae in as short a period as 24 hours post-exposure (Gutiérrez *et al.*,

2003). Resistant snails differ from susceptible ones in both phenotypic and genetic features, but their life-history traits, estimated under laboratory conditions, indicate that their fitness may be reduced compared to susceptible snails. These life-history traits, however, were determined in separated (susceptible and resistant) groups and no actual competition between both types of isolates or between them and *F. cubensis* was estimated in terms of reproductive success and/or growth.

The use of resistance genes to control fascioliosis has already been proposed for other snail or insect transmitted diseases (Hubendick, 1958; Crampton *et al.*, 1990; Kidwell & Ribeiro, 1992; Richards *et al.*, 1992). These authors suggest that by selecting resistant genotypes and introducing resistance genes into susceptible populations, it might be possible to spread of resistance genes and to break the parasite life cycle. In order to advance the knowledge for a better control of Fascioliasis, a clear understanding of the direct effect caused by some snail isolates on others must be achieved. The objective of the present study was to investigate the variations in fecundity, growth and net reproduction rate, under laboratory conditions, of *F. cubensis* as well as susceptible and resistant *P. columella* as a consequence of the presence of snails from a different isolate.

MATERIAL AND METHODS

Snails originated from laboratory cultures of three isolates (two isolates of *Pseudosuccinea columella* and one isolate of *Fossaria cubensis*). Snails belonging to one of the *P. columella* isolates (Punta Brava) are susceptible to *Fasciola hepatica* miracidial infection whereas snails from the other isolate (La Palma) are resistant to the trematode (Gutiérrez *et al.*, 2002). No resistance to *F. hepatica* has so far been found for populations of *F. cubensis*. The experiment was arranged in a total of six snail pairs (three mixed pairs and three uniform pairs). Mixed pairs: *F. cubensis* - susceptible *P. columella* (Fc – Pcs); *F. cubensis* – resistant *P. columella* (Fc – Pcr); susceptible *P. columella* – resistant *P. columella* (Pcs – Pcr). Uniform pairs: two snails of the same isolate (Fc – Fc, Pcs – Pcs and Pcr – Pcr).). The snails were raised in Petri dishes (80 ml of water volume) from the time of hatching using the methodology of Sánchez *et al.* (1995). Counts of living and dead snails, number of eggs masses and eggs as well as measurements of the shell size were performed on a weekly basis. Eggs in each mass were counted under a stereomicroscope and shells were measured using a caliper to the nearest 0.1mm. A water-permeable barrier separating one snail from the other was placed in the middle of Petri dishes in order to differentiate the egg masses from each snail of each isolate. This barrier should not affect growth and reproduction of snails since previous laboratory and field studies showed that these species and other closely related lymnaeids reproduce preferentially by self-fertilization (Gutiérrez *et al.*, 2001; Meunier *et al.*, 2001). A total of six replicates were used for every snail pair.

Only data from the 3rd to the 10th week of life were used for statistical comparisons since only a few snails showed signs of reproductive activity beyond the 10th week. Comparisons were made for each isolate under three main conditions: (i) presence of a snail from the same isolate, (ii) presence of a snail from one different isolate and (iii) presence of a snail from the other different isolate. Comparisons were made for each week by a one-way ANOVA for the shell size (growth) and by a Kruskall-Wallis non-parametric test (Kruskal, 1952) for the number of eggs per snail (fecundity). Multiple comparisons were made by a Newman-Keuls test (Siegel & Catellan,

1988) for those weeks showing significant differences. Net reproduction rates were calculated as the sum of the products from survival X fecundity over the observed weeks. The effect that partners exert on snails from a given isolate was measured by calculating the percentage that the net reproduction rate of the mixed-paired snails under the effect of a partner represents from the net reproduction rate of uniformly-paired snails of the corresponding isolate.

RESULTS

Growth curves were plotted for each isolate under all different effects and comparisons of the mean values are also shown (figure 1). For *F. cubensis* uniformly-paired snails and snails raised with susceptible *P. columella* showed the highest growth rates (figure 1 top). Their shell sizes were significantly different from those of snails raised with resistant *P. columella*, especially for weeks 5, 6 and 7.

A different result was found for the growth of susceptible *P. columella* under the various conditions tested (figure 1 middle). Snails raised in the presence of *F. cubensis* showed the highest growth rates followed by those raised with resistant *P. columella*, no significant differences being found between those two conditions. Uniformly-paired *P. columella* displayed the lowest growth rates, differing significantly from the above mentioned conditions from week 5 to 7. Resistant *P. columella*, on the other hand, showed no significant differences in shell growth when the various conditions were compared (figure 1 bottom).

Fecundity rates of the three isolates are plotted in figure 2. Only *Fossaria cubensis* snails showed significant differences when exposed to snails from different isolates (figure 2 top). Uniformly-paired *F. cubensis* attained the highest fecundity rates, differing significantly from snails exposed to *P. columella* (either resistant or susceptible), which attained the lowest fecundity values. These differences were found between the fourth and the seventh weeks of life. Susceptible or resistant *Pseudosuccinea columella* snails did not differ in their fecundity rates were compared between conditions. However, for the susceptible isolate, snails raised in uniform pairs showed slightly lower fecundity rates than other isolates, whereas mixed pairs attained slightly higher values of this parameter (figure 2 middle).

The competition effects exerted on snails of each isolate, as calculated by the percent that the net reproduction rate of each mixed pair differs from the net reproduction rate of uniform pairs, are presented in figure 3. *Fossaria cubensis* net reproduction rate suffers the highest reduction of all isolates when exposed to the presence of a different partner. This reduction is greater when *F. cubensis* is exposed to susceptible (> 80%) than to resistant (> 60%) *P. columella*. The net reproduction rate of susceptible *P. columella* increases when snails are raised with either *F. cubensis* (> 50%) or resistant *P. columella* (> 75%). For resistant *P. columella*, the net reproduction rate varies only slightly when raised with either *F. cubensis* (increases by 11.1 %) or susceptible *P. columella* (decreases by 22.8%)

To summarize, growth and fecundity of *F. cubensis* are reduced by the presence of *P. columella* but growth is more influenced by resistant than by susceptible snails whereas fecundity is equally reduced; susceptible *P. columella* increases its shell growth rate when snails are raised with either *F. cubensis* or resistant *P. columella* but its fecundity is not significantly altered; resistant *P. columella* does not seem to suffer any changes in growth or fecundity when snails are raised in the presence of any partner.

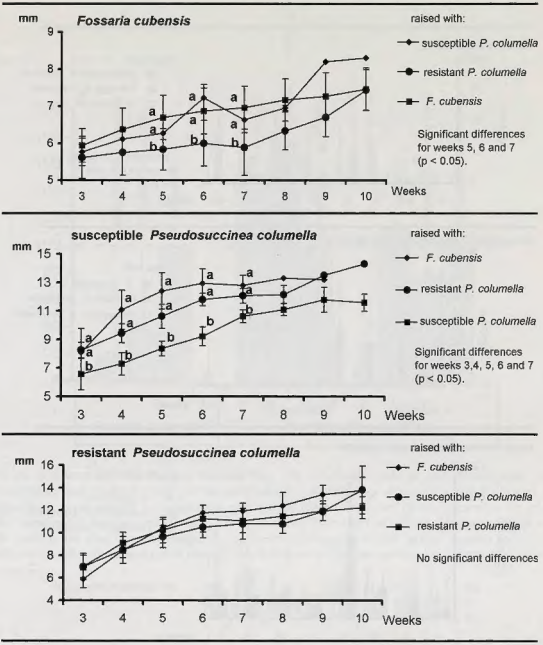

Figure 1. Growth curves of *Fossaria cubensis* and *Pseudosuccinea columella* (susceptible and resistant) under three different conditions; (1) snails paired with the same partner; (2 and 3) snails paired with different partners; p: significance level of the ANOVA test for comparison of means. Letters next to each symbol represent the significance of the Newman-Keuls test for multiple comparisons. Conditions with different letters differ significantly at $p < 0.05$; conditions with identical letters are not significantly different ($p > 0.05$). The Newman-Keuls test was applied only when significant differences were detected with the ANOVA test.

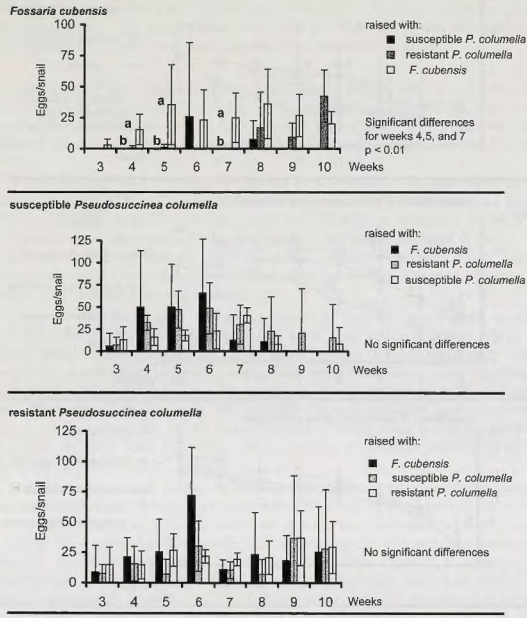

Figure 2. Fecundity rates of *Fossaria cubensis* and *Pseudosuccinea columella* (susceptible and resistant) under four different effects; (1) snails paired with the same partner; (2 and 3) snails paired with different partners., p: significance level of the Kruskall – Wallis test for comparisons of fecundities among conditions. Letters next to each bar represent the significance of the Newman-Keuls test for multiple comparisons. Conditions with different letters are significantly different at $p < 0.05$. The Newman-Keuls test was applied only when significant differences were detected with the Kruskal-Wallis test.

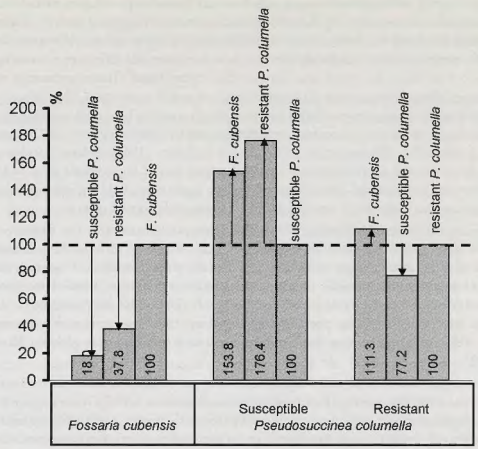

Figure 3. Percentages of the net reproduction rate of *Fossaria cubensis* and *Pseudosuccinea columella* (susceptible and resistant) raised in the presence of a snail from a different isolate (indicated by the legends on top of arrows) in comparison with the net reproduction rate of snails reared in the presence of a conspecific partner (dashed line); Arrows moving from the 100% dashed line to the top of each bar indicate the direction and magnitude of the effect exerted on each isolate. Arrows moving down indicate that the net reproduction rate has been lowered and arrows moving up indicate that it has been increased.

DISCUSSION

Several authors have compared the life history traits of *Fossaria cubensis* and *Pseudosuccinea columella* both under laboratory (Boyce *et al.*, 1986; Wong *et al.*, 1999) and natural conditions (Ferrer *et al.*, 1989). Here we have adressed the effect of competition, measured as the effect on growth and reproductive success between both species under the same laboratory conditions. Also, the effect of resistant and susceptible isolates of *P. columella* on *F. cubensis* and also on each other's life history traits was singled out for the first time, providing new data on the interactions between these lymnaeid snails.

A significant reduction of the shell growth and fecundity rates is observed in *F. cubensis* when snails are raised together with *P. columella*. It seems clear that, at least under laboratory

conditions, the two *P. columella* isolates not only lowered the net reproduction rate of *F. cubensis*, but also increased their own net reproduction rates when raised together with *F. cubensis*. What are the mechanisms involved in the observed reduction in growth and reproduction rates of *F. cubensis* in the presence of *P. columella*? The use in our experiment of water-permeable barrier separating one snail from the other and the fact that competition effects apparently started at very early stages (three weeks), strongly suggest that a chemical interaction takes place by means of excretory-secretory molecules produced by one or both species. This snail-snail interaction has already been shown in several laboratory experiments with *Biomphalaria glabrata* (Thomas, 1982; Thomas & Aram, 1974; Thomas *et al.*, 1975). Berrie & Visser (1963) isolated a substance that inhibited shell growth and reproduction of a natural population of *Biomphalaria sudanica*. However, since this substance was isolated directly from the water body inhabited by these and other snails, the authors are not sure whether it was produced by the studied species or not.

Regarding the interactions within *P. columella*, susceptible snails seem to increase their net reproduction rate when raised with resistant snails; whereas resistant *P. columella*'s net reproduction rate is only moderately diminished by susceptible snails. Life history studies on resistant and susceptible *P. columella*, raised in independent containers, showed that susceptible snails attained a higher reproductive success under laboratory conditions (Gutiérrez *et al.*, 2002). These results are confirmed in the present experiment and demonstrate that an intrinsic cost of resistance is likely to be present, as has been pointed out for *Biomphalaria glabrata* (Minchella & Loverde, 1983).

One question arises after this experiment: why is *Fossaria cubensis* the most common lymnaeid snail and the first intermediate host of *Fasciola hepatica* in Cuba? Our results and those of several other authors would lead one to expect the opposite. Ferrer *et al.* (1989) estimated some life history traits of *F. cubensis* and *P. columella* under the same natural conditions and found that the former species needs twice the time of the latter to reach its maximum reproductive capacity and that the number of eggs per snail were relatively similar, indicating that *P. columella* snails can reproduce twice as fast. Similar results were obtained by Morales *et al.* (1983), who observed that *P. columella* attained a reproductive value that was 5.6 times larger during the first 46 days than the reproductive value accumulated during the rest of the life span. By contrast in *F. cubensis* this relationship is reversed. Other observations under natural conditions suggest that both species rarely occur together at the same space/time unit and that *P. columella* can co-occur with the thiarid *Tarebia granifera* but not *F. cubensis* (Cañete *et al.*, 2004). Furthermore, Oliveira *et al.* (2002) mention that in Brazil, of the three intermediate hosts of *F. hepatica* (*P. columella*, *F. cubensis* and *F. viatrix*), *P. columella* has been detected in the majority of the foci observed so far and is thus the most important intermediate host of the parasite.

All these field studies point to a better fitness of *P. columella* compared to *F. cubensis*. However, it seems that in Cuba, and also in relatively close areas like southern United States (Cruz-Reyes & Malek, 1987), even though the former species may be more susceptible to *F. hepatica* miracidial infection, the latter is the most important intermediate host in enzootic areas due probably to a larger distribution because of an older presence. The type locality of *F. cubensis* is Cuba and its distribution range comprises Central America, the Caribbean islands, Northern South America and Southern United States. The type locality of *P. columella* is a location near Philadelphia, Pennsylvania, USA, but it has spread all over the world and is now present in all

continents where it may be considered as an invasive species (Malek, 1985; Madsen & Frandsen, 1989). It was reported for the first time in Cuba by Poey (1851-1854) under the name *Lymnaea francisca*. Consequently, its introduction to Cuba may be considered as relatively recent and the invasion process is probably still underway as shown by the absence of the species from a large part of the oriental region of Cuba (Yong, 1998).

The use of resistance genes for the control of vectors and intermediate hosts of parasites has been already proposed for different diseases transmitted by mollusks or insects (Hubendick, 1958; Crampton *et al.*, 1990; Kidwell & Ribeiro, 1992; Richards *et al.*, 1992). Hopefully, if resistant genotypes had selective advantage, these of those genes would spread in susceptible populations, thereby interrupting the parasite cycle. However, this possibility is countered by the observed disadvantage of resistant genotypes when competing with susceptible ones (Jarne, 1993). In the case of *P. columella*, our results demonstrate that resistant snails can be more competitive than *F. cubensis*, indicating that at least under certain conditions they might be an option to control the main intermediate host of *F. hepatica*. However, a more ambitious goal would be to elucidate the genetic mechanism of resistance and to identify the snail genes that encode for it. In *Biomphalaria glabrata*, methods to exploit genes that confer resistance to *Schistosoma mansoni* are already being developed (see Adema & Loker, 1997). The challenge would be to incorporate resistance genes into the genome of susceptible snails in order to achieve a very competitive resistant strain which could then be introduced in endemic areas as a means of biological control.

Further studies will be performed in order to test for the competition effect between the three isolates in natural conditions, trying for various types of habitats. The competition effect of other snail species must also be addressed in future studies. The more that data are gathered on the interaction among these lymnaeids and between them and other species, the more effective can be the strategies to reduce the infection rates of *Fasciola hepatica* in transmission sites.

REFERENCES

Adema C.M. & Loker E.S., 1997. Specificity and immunobiology of larval digenean-snail associations. In: *Advances in Trematode Biology* (Fried B. , Graczyk T E. eds) 229-263. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Berrie A. & Visser S., 1963. Investigations of a growth inhibiting substance affecting a natural population of freshwater snails. *Physiological Zoology*, **36**: 167-173.

Boray J.C., Fraser G.C., Williams J.D. & Wilson J.M., 1985. The occurrence of the snail *Lymnaea columella* on grazing areas in New South Wales and studies on its susceptibility to *Fasciola hepatica*. *Australian Veterinary Journal*, **62**: 4-6.

Boyce W.M., Courtney C.H. & Thibideau M.B., 1986. Egg production of *Pseudosuccinea columella* and *Fossaria cubensis* (Lymnaeidae) in laboratory culture. *Journal of Parasitology*, **72**: 184.

Cañete R., Yong M , Sánchez J , Wong L. & Gutiérrez A., 2004 Population dynamics of intermediate snail hosts of *Fasciola hepatica* and some environmental factors in San Juan y Martínez municipality, Cuba. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, **99**: 257-262.

Crampton J., Morris A , Lycett G., Warren A. & Egglestone P , 1990. Transgenic mosquitoes: a future vector control strategy? *Parasitology Today*, **6**: 31-36.

Cruz-Reyes A., Malek E.A., 1987. Suitability of six lymnaeid snails for infection with *Fascola hepatica*. *Veterinary Parasitology*, **24**: 203-210.

Ferrer J., Perera G., Yong M. & Amador O. 1989. Life tables of *Fossaria cubensis* and *Pseudosuccinea columella*, intermediate hosts of *Fascola hepatica* in Cuba. *Journal of Medical and Applied Malacology*, **1**: 189 194.

Gutiérrez A., Perera G., Yong M. & Wong L., 2001. The effect of isolation on the life-history traits of *Pseudosuccinea columella* (Pulmonata: Lymnaeidae). *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, **96**. 577 581.

Gutiérrez A., Pointier J.P , Yong M., Sánchez J. & Théron A., 2003. Evidence of phenotypic differences between resistant and susceptible isolates of *Pseudosuccinea columella* (Gastropoda: Lymnaeidae) to *Fasciola hepatica* (Trematoda: Digenea) in Cuba. *Parasitology Research*, **90**: 129-134.

Gutiérrez A., Yong M., Perera G., Sánchez J. & Théron A., 2002. *Fasciola hepatica* (Trematoda: digenea): its effect on the life history traits of *Pseudosuccinea columella* (Gasteropoda: Lymnaeidae) an uncommon interaction. *Parasitology Research*, **88:** 535-539.

Hubendick B., 1958. A possible method of schistosome vector control by competition between resistant and susceptible strains. *Bulletin of the World Health Organization*, **18:** 1113-16

Jarne P., 1993. Resistance genes at the population level. *Parasitology Today*, **9**. 216 217.

Kidwell M.G. & Ribeiro J.M.C , 1992. Can transposable elements be used to drive disease refractorine genes into vector populations? *Parasitology Today*, **8**: 325-329.

Kruskall W.H., 1952. A non parametric test for several sample problems *Annals of Mathematical Statistics*, **23**: 525-540.

Madsen H. & Frandsen F., 1989. The spread of freshwater snails including those of medical and veterinary importance. *Acta Tropica*, **46**: 139-146.

Malek E.A., 1985. *Snail hosts of schistosomiasis and other snail transmitted diseases in Tropical America: a manual.* PAHO, Washington D.C. 325p.

Mas Coma S., Esteban J., Bargues M.D., 1999. Epidemiology of human fascioliasis: a review and proposed new clasification. *Bulletin of the World Health Organization*, **77**: 340-346.

Meunier C., Tirard C., Hurtrez Bouses S., Durand P., Bargues M., Mas Coma S., Pointier J.P., Jourdane J. & Renaud F., 2001. Lack of molluscan host diversity and the transmission of an emerging disease in Bolivia. *Molecular Ecology*, **10**: 1333-1340.

Minchella D. & Loverde P., 1983. Laboratory comparison of the relative success of *Bromphalaria glabrata* stocks which are susceptible and insusceptible to infection with *Schistosoma mansoni*. *Parasitology*, **86**: 335-344.

Morales G. & Pino L., 1983. Diseño de estrategias de control para poblaciones de *Lymnaea cubensis* Pfeiffer, 1839 y *Lymnaea columella* Say, 1817. *Boletin de la Dirección de Malariologia*, **23**: 11-17.

Morales G. & Pino L., 1992. *Ganadería mestiza de doble propósito*. Ediciones Astro Data S.A. Maracaibo Venezuela 329p.

Oliveira S., Fujii T., Filha E. & Martins A , 2002. Ocorrencia de *Lymnaea columella* Say, 1817 infectada naturalmente por *Fascola hepatica* (Linnaeus, 1758), no Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil. *Arquivos do Instituto da Biologia de São Paulo*, **69**: 29-37.

Paraense W.L., 1982. *Lymnaea viatrix* and *Lymnaea columella* in the neotropical region: a distributional outline. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, **77**: 181-188.

Paraense W.L., 1983. *Lymnaea columnella* in Northeastern Brazil. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz* **78**: 477 482.

Poey A., 1851-1854. *Memorias sobre la historia natural de la isla de Cuba*. La Habana. 2.

Prepelitchi L., Kleiman F., Pietrokovsky S.M., Moriena R.A., Racioppi O., Alvarez J. & Wisnivesky-Colli C, 2003. First report of *Lymnaea columnella* Say, 1817 (Pulmonata: Lymnaeidae) naturally infected with *Fasciola hepatica* (Linnaeus,1758) (Trematoda: Digenea) in Argentina. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, **98**: 889-891.

Richards C.S., Knight M. & Lewis F.A., 1992. Genetics of *Bromphalaria glabrata* and its effects on the outcome of *Schistosoma mansoni* infection. *Parasitology Today*, **8**: 171-174.

Rim H., Farag H., Sornmani S. & Cross J.H., 1994. Food-borne trematodes: ignored or emerging? *Parasitology Today*, **10**: 207-209.

Sánchez R., Perera G. & Sánchez J., 1995. Cultivo de *Fossaria cubensis* (Pfeiffer) (Pulmonata: Lymnaeidae) hospedero intermediario de *Fasciola hepatica* (Linnaeus) en Cuba. *Revista Cubana de Medicina Tropical*, **47**: 71-73.

Siegel S. & Castellan N., 1988. *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences*. McGraw Hill. New York.

Thomas J.D., 1982. Chemical ecology of the snail host of schistosomiasis: snail-snail and snail plant interactions. *Malacologia*, **22**: 81-91.

Thomas J.D. & Aram R.H., 1974. The chemical ecology of *Bromphalaria glabrata* (Say): the effects of media homotypically conditioned by adult snails on the growth of juveniles. *Journal of Experimental Zoology*, **190**: 329-339.

Thomas J.D., Goldsworthy G.J. & Aram R.H., 1975. Studies on the chemical ecology of snails: the effect of chemical conditioning by adult snails on the growth rate of juvenile snails. *Journal of Animal Ecology*, **44**: 1-27.

Wong L., Gutiérrez A., Perera G., Yong M. & Sánchez J., 1999. Comparación de las tablas de vida de *Fossaria cubensis* y *Pseudosuccanea columella* (Mollusca: Pulmonata: Lymnaeidae) hospederos intermediarios de *Fasciola hepatica* en Cuba. *Boletín Epidemiológico del IPK*, **9**: 283-284.

Yong M., 1998. *Biosystématique des mollusques d'eau douce d'intérêt médical et vétérinaire de Cuba*. Thèse de doctorat, E.P.H.E., Perpignan 99p

Variabilité génétique et systèmes de reproduction chez *Bulinus truncatus* (Audouin, 1827) d'Algérie

Fazia HAMZA[1], Philippe JARNE[2], Bernard DELAY[3] et Nadia KECHEMIR[1]*

RÉSUMÉ

Le pulmoné des eaux douces *Bulinus truncatus* a été échantillonné dans trois localités (cinq sites) en Algérie, situées au nord, centre et sud du pays. Le taux d'aphallie a été déterminé sur une moyenne de 201,8 individus (écart-type 93,9). Il varie de environ 0,7 dans le sud à quasiment 1 dans le nord. Un sous-ensemble de ces individus pour chaque population a été étudié par la technique d'électrophorèse des protéines à 15 loci présumés. Aucune variation n'a été détectée au sein des populations, et seuls deux loci montrent une variation entre les populations, permettant de distinguer les trois localités. Ces résultats sont concordants avec des résultats précédemment obtenus dans d'autres populations, et sont expliqués par le rôle conjoint de taux d'autofécondation élevés et de variations importantes dans la disponibilité temporelle en eau.

ABSTRACT

The freshwater pulmonate *Bulinus truncatus* has been sampled in three localities (five sites) of Algeria, situated in the North, Centre and South of the country. The rate of aphally has been determined on the mean of 201,8 individuals (standard deviation 93.9). This rate varies between 0.7 in the South to nearly 1 in the North. One subset of individuals, for every population, has been studied by starch gel electrophoresis at 15 presumed loci. No variation was detected within the populations, and only two loci showed a variation between the populations, allowing to distinguish the three localities. Thus results are explained by the role of elevated rates of self fertilization and important variations in the temporal availability of the water.

[1] Institut des Sciences de la Nature. Laboratoire de Parasitologie. USTHB, B.P n° 32 El Alia, Alger, Algérie.
* Auteur recevant la correspondance.
[2] Génétique et Environnement CC065, Institut des Sciences de l'Evolution, Université Montpellier II, place E. Bataillon, F-34095 Montpellier cedex 05, France
[3] CEFE-CNRS, 1919 route de Mende, F-34293 Montpellier cedex 05, France.

INTRODUCTION

Bulinus truncatus (Audouin, 1827), seule espèce de Gastéropode Planorbidae assurant le rôle d'hôte intermédiaire dans le développement de *Schistosoma haematobium* (Bilharz, 1852) en Algérie, vit dans des milieux naturels et artificiels divers (par exemple, oueds, lacs de retenue de barrage ou canaux d'irrigation). Ceux-ci peuvent être distingués par leur répartition géographique et leur régime hydrique. Certains sont soumis à des assèchements et inondations répétés. Ces variations environnementales induisent de fréquentes fluctuations spatio-temporelles des populations, allant jusqu'à leur disparition momentanée. Ces extinctions locales peuvent être suivies de recolonisation dès que les conditions favorables sont réunies (Brown, 1994; Städler et Jarne, 1997).

Par ailleurs, plusieurs études ont montré, en utilisant des approches différentes et en analysant des populations d'origines géographiques variées, que *B. truncatus* se reproduisait préférentiellement par autofécondation (Viard *et al.*, 1997a). Ces taux élevés d'autofécondation sont à relier à l'existence d'un polymorphisme sexuel, l'aphallie (caractérisé par la coexistence d'individus normaux, dits euphalliques, et d'individus dépourvus de l'appareil copulateur mâle, dits aphalliques (Larambergue, 1939). Cependant, notons qu'il n'a pas été possible de détecter de corrélation entre taux d'aphallie (pourcentage d'individus aphalliques par population) et taux d'autofécondation, ces derniers étant élevés quel que soit le taux d'aphallie (Viard *et al.*, 1997a). La tendance marquée à l'autofécondation pourrait permettre une recolonisation rapide des milieux vacants, selon l'hypothèse de "reproductive assurance" (Städler et Jarne 1997).

La variation allozymique de *B. truncatus* a fait l'objet de quelques études portant sur des populations provenant d'Afrique inter tropicale (Wright & Rollinson, 1981; Jelnes, 1986; Njiokou *et al.*, 1994). Cependant, ces études, à l'exception de celle de Njiokou *et al.* (1994), avaient des visées essentiellement taxonomiques, portaient sur un nombre réduit d'individus par population et incluaient de nombreuses souches de laboratoires. Nous étendons ici l'effort de Njiokou *et al.* (1994), en étudiant cinq populations algériennes provenant de trois localités, dont nous caractérisons aussi le taux d'aphallie. Bien que peu nombreux en Algérie, les biotopes à *B. truncatus* appartiennent à des aires biogéographiques distinctes allant de la bordure méditerranéenne au désert saharien. Les localités considérées sont situées dans différentes aires, et présentent une variabilité de la disponibilité annuelle en eau.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Origine des populations étudiées

Les cinq populations naturelles de *B. truncatus* utilisées appartiennent à trois zones bioclimatiques (Barry *et al.*, 1985) différentes (figure 1) :

(1) Etage sub humide doux au nord. Deux populations ont été échantillonnées à Khemis-el-Khechna (KEK) et l'Arbatache (ARB), localités situées respectivement à 35 km et 40 km à l'Est d'Alger.

(2) Etage bioclimatique érémique saharien. Une population a été échantillonnée dans le village d'Anefid localisé à 60 km au sud-est de Béni-Abbès, oasis du nord saharien, située à 250 km au sud de Béchar.

(3) Etage érémique saharien à influence sahélienne. Deux populations ont été échantillonnées à Djanet (DJT), oasis située à 2000 km d'Alger. Les récoltes de mollusques ont eu lieu dans deux localités de la palmeraie d'Adjahil, Takalamet (TKT) et Talranet (TRT).

Figure 1. Origine des populations algériennes de *Bulinus truncatus* étudiées.
**1: nord (Khemis-el-Khechna et l'Arbatache);
*2: centre (Béni-Abbès);
**3: sud : Djanet (Talranet et Takalamet).

Tableau 1. Localisation et caractéristiques des biotopes des populations algériennes de *B. truncatus* étudiées.

Situation	Localité	Lieu de récolte	Caractéristiques
Nord	Khemis-el-Khechna (KEK)	Prise d eau	Barrage du Hamiz; eau disponible pendant deux mois/an (été)
	Arbatache (ARB)	Retenue collinaire	Pluviosité et cours d'eau
Centre	Beni-Abbès (BAB)	Bassin d'irrigation	Source, variations fréquentes du niveau des eaux (drainage brusque lors de l'irrigation, assèchement lors du curage)
Sud	Takalamet (TKT)	Bassin d'irrigation	Source; variations fréquentes du niveau des eaux (irrigation / assèchement lors du curage uniquement)
	Talranet (TRT)	Bassin d'irrigation	Voir Takalamet

Les mollusques ont été prélevés à la main, maintenus vivants quelques semaines au laboratoire à Alger, puis ramenés vivants en France pour la détermination du phénotype sexuel. Les caractéristiques des populations étudiées sont données dans le tableau 1.

Estimation du taux d'aphallie

La détermination du phénotype sexuel (aphallique ou euphallique) a été réalisée sous une loupe binoculaire, après anesthésie des individus dans une solution de Nembutal à 2% (Jarne *et al.*, 1992). Les individus étudiés avaient une taille variant de 5 à 15 mm.

Structure génétique des populations

L'analyse du polymorphisme génétique des cinq populations de *B. truncatus* a été effectuée selon la technique d'électrophorèse enzymatique sur gel d'amidon décrite par Pasteur *et al.* (1987), adaptée pour *B. truncatus* par Njiokou *et al.* (1994). Une partie seulement des individus dont le phénotype sexuel a été décrit ont été utilisés (Tableaux 2 et 3). L'analyse électrophorétique a porté sur 13 systèmes enzymatiques et 15 loci présumés: aspartate aminotransférase (AAT), adénylate kinase (AK), esterase (EST), alpha glycérophosphate déshydrogénase (α GPDH), isocitrate déshydrogénase (IDH), malate déshydrogénase (MDH), mannose phosphate isomérase (MPI), nucleoside phosphorylase (NP), peptidases (PEP_1, PEP_2), 6-phosphogluconate déshydrogénase

(6 PGD), phosphoglucomutase (PGM_1, PGM_2), phosphoglucose isomérase (PGI) et superoxyde dismutase (SOD) (Pasteur *et al.*, 1987). Vingt individus ont été étudiés pour l'ensemble de ces loci dans chaque population. La lecture de la vitesse de migration des bandes dans les gels a été faite en prenant pour standard (bande 100) la bande dont la migration était la plus rapide dans la population de Béni-Abbès. La lecture des zymogrammes doit prendre en compte une particularité du système génétique de *B. truncatus*. Cette espèce est en effet tétraploïde, mais les chromosomes s'apparient par paires lors de la méïose (fonctionnement disomique). Chaque locus présumé devrait donc présenter deux niveaux de bandes dans les zymogrammes. Ce n'est pas toujours le cas, en raison du mécanisme de "gene silencing" (présence d'allèles nuls à un des deux loci). Par ailleurs, l'existence de zymogrammes de type "hétérozygote fixé" est interprété comme le produit de deux loci fonctionnels, chacun monomorphe pour un produit différant par sa vitesse de migration (Njiokou *et al.*, 1994).

RÉSULTATS

Taux d'aphallie/euphallie

Les taux d'aphallie estimés sont rapportés dans le tableau 2. Les valeurs sont élevées pour les sites du nord (KEK, ARB) et du centre de l'Algérie (BAB), et plus faibles pour les populations de Djanet (TKT et TRT). Les populations géographiquement proches présentent des valeurs voisines.

Tableau 2. Taux d'aphallie dans cinq populations algériennes de *B. truncatus*. N_a et N_t sont les nombres d'individus aphalliques et total, et le taux d'aphallie le rapport entre ces deux valeurs.

Localités	N_t	N_a	N_a / N_t
KEK	339	332	0,98
ARB	239	225	0,94
BAB	112	110	0,98
TRT	201	158	0,79
TKT	118	81	0,69

Structure génétique des populations

Les résultats de l'analyse électrophorétique sont donnés dans le tableau 3. Aucune variation n'a été détectée au sein des populations. De plus, une seule bande était présente pour 11 des 15 loci analysés, alors que des patrons de type "hétérozygotes fixés" ont été détectés aux quatre autres loci. Le nombre moyen d'allèles par locus, l'hétérozygotie observée et la diversité génique sont de 1, 0 et 0 respectivement, et leurs variances sont nulles.

La seule variation détectée l'a été aux loci EST et PGM_1. Le premier permet de différencier les populations du nord (KEK et ARB) des trois autres populations, alors que le second permet de différencier la population de Béni- Abbès des quatre autres populations (Tableau 3).

Tableau 3. Résultats de l'électrophorèse des protéines pour cinq populations algériennes (voir Tableau 1) de *B. truncatus*. Les loci AAT, AK, MDH, MPI, NP, PEP_1, PEP_2, 6-PGD, PGM_2, PGI et SOD ont présenté une seule bande, identique dans toutes les populations (100).

Locus	KEK	ARB	BAB	TKT	TRT
EST	100	100	90-100	90-100	90-100
α-GPDH	90-100	90-100	90-100	90-100	90-100
IDH	90-100	90-100	90-100	90-100	90-100
PGM_1	90-110	90-110	100	90-110	90-110

DISCUSSION

Notre étude montre une variation du taux d'aphallie entre les populations étudiées, avec des valeurs élevées aux nord et centre, et plus faibles au sud. Ces valeurs se situent dans la gamme trouvée chez *B. truncatus* par Doums (1995), c'est-à-dire que le taux d'aphallie est rarement inférieur à 0,5. Il n'est pas possible, sans une analyse du taux d'aphallie entre différentes familles d'une même population, de prédire la variabilité génétique pour le taux d'aphallie disponible dans les populations étudiées. Il semble cependant probable que celle-ci soit faible dans les populations à fort taux d'aphallie (Doums *et al.*, 1996). On peut aussi noter que les trois populations les plus au nord (ARB, BAB et KEK), qui présentent les taux d'aphallie les plus élevés, sont aussi celles qui subissent les variations les plus marquées de l'environnement, en particulier de la disponibilité en eau (Kechemir, 1987; Hamza, 1992).

Un résultat marquant de l'analyse de la variabilité génétique est l'absence de polymorphisme intrapopulation, bien que nous ayons considéré 15 loci (la lecture porte de fait sur 19 loci, puisqu'il est possible d'interpréter deux niveaux de bande pour quatre d'entre eux). Ce résultat est concordant avec les études précédentes, menées à l'aide de la même technique dans des populations naturelles de *B. truncatus* (Jelnes, 1986; Njiokou *et al.*, 1994), et plus généralement chez les pulmonés des eaux douces africaines (Städler et Jarne, 1997). De même, Viard *et al.*(1997b) ont trouvé un très faible polymorphisme de quatre loci microsatellites dans les trois populations du nord étudiées ici, alors même que ces marqueurs sont beaucoup plus polymorphes. Cette faible variabilité est à mettre en relation, d'une part avec les forts taux d'autofécondation observés chez *B. truncatus* (Viard *et al.*, 1997a), et d'autre part avec les variations importantes des effectifs des populations, probablement à l'origine de forts effets de dérive génétique (Viard *et al.*, 1997b). Cependant, les allozymes ne sont pas des marqueurs suffisamment discriminants pour permettre de distinguer les populations du nord, fortement soumises à de tels effets, de celles du sud occupant des milieux plus stables, tels que des mares et bassins d'irrigation alimentés par des sources, maintenus constamment en eau en dehors des courtes périodes d'assèchement artificiels (24 ou 48 heures) lors des curages. L'inexistence de perturbations brutales, telles que les crues et les sécheresses estivales du nord, évitent des chutes drastiques des effectifs.

Le deuxième résultat intéressant est la variabilité interpopulation, faible puisqu'elle n'est détectée qu'à deux loci sur 17. Elle permet cependant de distinguer les trois groupes de populations, bien que nous n'ayons pas mené une analyse formelle de cette variation. De même que pour la variation intrapopulation, ce résultat est concordant avec les études précédentes basées sur l'électrophorèse des protéines (Jelnes, 1986; Njiokou *et al.*, 1994). Les études menées à l'aide de marqueurs microsatellites ont cependant permis de différencier des populations séparées par quelques centaines de mètres (Viard *et al.*, 1997b). La faible différenciation observée, compte tenu de l'échelle géographique de l'étude et de la probable faible dispersion de *B. truncatus* entre les populations étudiées, plaide pour une origine commune récente de ces populations.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient F. Njiokou et A. F. Pernot pour leur aide cruciale dans la réalisation des électrophorèses de protéines.

RÉFÉRENCES

Barry J.P., Celles J.C. & Musso J., 1985 Le problème des divisions biochimatiques et floristiques au Sahara algérien. Note IV: le plateau du Tademait et ses alentours. *Ecologia mediterranea*, **11**: 123-181.

Brown D.S., 1994. *Freshwater snails of Africa and their medical importance*. Taylor & Francis Ltd, London.

Doums C., 1995. Evolution des systèmes de reproduction chez les gastéropodes hermaphrodites d'eau douce : le cas de l'aphallie chez *Bulinus truncatus*. Université Montpellier II, France.

Doums C., Labbo R. & Jarne P., 1996. Stability and genetical basis of variability of phally polymorphism in natural populations of the self-fertile freshwater snail *Bulinus truncatus*. *Genetical Research*, **68**: 22-33.

Hamza F., 1992. *Bulinus truncatus* (Audoin, 1827) d'Algérie. Recensement de ses biotopes dans le nord-est algérois. Structure génétique de ses populations méditerranéennes. Comparaison avec deux populations sahariennes. Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumédiène, Alger.

Jarne P., Finot L., Bellec C. & Delay B., 1992. Aphally versus euphally in self-fertile hermaphrodite snails from the species *Bulinus truncatus* (Pulmonata : Planorbidae). *American Naturalist*, **139**: 424-432.

Jelnes J.E., 1986. Experimental taxonomy of *Bulinus* (Gastropoda: Planorbidae): the West and North African species reconsidered, based upon an electrophoretic study of several enzymes per individual. *Zoological Journal of the Linnean Society*, **87**: 1-26.

Kechemir N., 1987. Dynamique des populations de *Bulinus truncatus* dans le foyer de bilharziose de Khemis-El-Khechna (nord Algérie) *Bulletin de la Société de Pathologie Exotique*, **80**: 804-810.

Larambergue M. de 1939. Etude de l'autofécondation chez les gastéropodes pulmonés: recherches sur l'aphallie et la fécondation chez *Bulinus* (*Isidora*) *contortus* Michaud. *Bulletin Biologique de la France et Belgique*, **73**: 19-231.

Njiokou F., Delay B., Bellec C., N'Goran E.K., Yapi Yapi G. & Jarne P., 1994. Population genetic structure of the schistosome-vector snail *Bulinus globosus*: examining the role of genetic drift, migration and human activities. *Heredity*, **72**: 488-497.

Pasteur N., Pasteur G., Bonhomme F., Catalan J & Britton Davidian J , 1987 *Manuel technique de génétique par électrophorèse des protéines*. Lavoisier, Paris.

Städler T. & Jarne P., 1997. Population biology, genetic structure, and mating system parameters in freshwater snails, pp. 231-262 in *Ecology and evolution of freshwater organisms*, (B. Streit, T. Städler & C. M. Lively, eds.). Birkhäuser Verlag, Basel.

Viard F., Doums C. & Jarne P., 1997a. Selfing, sexual polymorphism and microsatellites in the hermaphroditic freshwater snail *Bulinus truncatus*. *Proceedings of the Royal Society of London*, B **264**: 39-44.

Viard F., Justy F. & Jarne P., 1997b. The influence of self-fertilization and population dynamics on the genetic structure of subdivided populations: a case study using microsatellite markers in the freshwater snail *Bulinus truncatus*. *Evolution*, **51**: 1518-1528.

Wright C.A. & Rollinson D., 1981. Analysis of enzymes in the *Bulinus tropicus/truncatus* complex (Mollusca: PLanorbidae). *Journal of Natural History*, **15**: 873-885.

Cerastoderma edule (Linné, 1758) et *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778): étude comparative de la croissance et des générations annuelles dans l'estuaire de l'Oued Souss (sud-ouest du Maroc), sous climat aride

*Hafida BERGAYOU[1] et Abdellatif MOUKRIM [1]**

RÉSUMÉ

Des prélèvements mensuels de *Cerastoderma edule* et de *Scrobicularia plana* (Bivalves) ont été réalisés au cours de l'année 2002 dans l'estuaire de l'Oued Souss (sud-ouest du Maroc) sous climat aride afin de suivre la croissance et l'évolution des effectifs des différentes classes de taille chez les deux espèces. Les résultats montrent que les deux mollusques présentent une période commune de recrutement entre juin et octobre; *S. plana* a de plus un recrutement hivernal précoce (février-mars). Le taux de croissance, déterminé à partir de l'équation de von Bertalanffy pour *S. plana* et *C. edule*, est important. Dans le cas de *C. edule*, les juvéniles recrutés en juin juillet ont une longueur moyenne de 18,3 mm à la fin de l'automne et constituent 71,6 % de la population alors que ceux issus des recrutements d'août et d'octobre mesurent 11,1 mm et ne représentent que 9,2 %. La population de *C. edule* est donc essentiellement constituée de jeunes qui se renouvellent tous les ans. Dans le cas de *S. plana*, les individus issus du recrutement hivernal ont une longueur moyenne de 21,1 mm à la fin de l'automne et constituent 3 % de la population; ceux recrutés en juin-juillet, en août et en octobre ont une longueur respective de 18,2, de 14,5 et de 9,5 mm, et représentent ensemble 11,4 % de la population Chez *S. plana*, ce sont les classes d'âge supérieures à 1 an qui prédominent.

ABSTRACT

***Cerastoderma edule* (Linnaeus, 1758) and *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778): a comparative study on their growth and their annual generations in the Oued Souss estuary (south-western Morocco) under an arid climate.**

Monthly collections of *Cerastoderma edule* and of *Scrobicularia plana* (Bivalvia) were performed over 2002 from the Oued Souss estuary (south western Morocco) under an arid climate in order to follow the growth and the frequencies of the age classes of the two Mollusks. A common period of recruitment (from June to October) was noted for both species *S. plana* also showed another recruitment period in February-March. The growth rate was determined using von Bertalanffy's equation and was important in

[1] Laboratoire *Eau et Environnement*, Faculté des Sciences, Université Ibn Zohr, B.P. 8106 - Cité Dakhla. 80.000 Agadir, Maroc. * Auteur recevant la correspondance fax 00-212 48220100, e-mail<moukrim@nomade.fr.>

both species The young *C. edule* recruited in June-July were 18.3-mm long at the end of autumn and formed 71.6% of the population, whereas those recruited in August and October were 11.1 mm long and only represented 9.2%. The population of *C. edule* was mainly composed of young cockles which are renewed every year. The young *S. plana* recruited in February-March were 21.1 mm long at the end of autumn and formed 3% of the population, whereas those recruited in June-July, in August, and in October were 18.2, 14 5, and 9.5 mm, respecuvely, and represented 11.4% of the population when grouped. In *S. plana*, the population was mainly composed of individuals of 2 years and more.

INTRODUCTION

Les estuaires sont des zones où se mélangent des eaux fluviales et marines. Ces milieux sont très actifs sur le plan biologique en raison des apports considérables, mais variables, de matière organique dont ils bénéficient. Ceci influence la structure de peuplements, la dynamique de populations et la biologie des espèces qui vivent dans ces écosystèmes. Si les études relatives aux organismes estuariens sont assez nombreuses dans les zones sous des latitudes tempérées ou méditerranéennes (Bachelet *et al.*, 1980 81; Bachelet *et al.*, 1992; Essink *et al.*, 1991; Mejuto, 1984; Sauriau, 1992), les investigations sur les populations vivant dans les zones sous climat aride sont rares.

L'embouchure de l'Oued Souss, situé dans le sud ouest marocain, sous climat aride, et faisant partie du parc national Souss Massa, en plus du fait qu'il constitue un site d'hivernage pour de nombreux oiseaux, présente une situation particulière: il est essentiellement alimenté par les eaux douces des rejets urbains, non traitées, des villes d'Inzegane, Tarast, et Ait-Melloul (débit moyen de 235 l/s du seul rejet de Tarast). Les apports fluviaux sont très réduits en raison de la sécheresse que connaît la région depuis plusieurs années. De plus, l'embouchure connaîtra un changement écologique important puisque, dans un avenir proche, il ne recevra plus les rejets, d'où l'arrêt de la pollution due aux eaux usées et la suppression de la seule source d'eau douce. Et par conséquent, il est urgent de réaliser des études portant sur l'écosystème avant ce changement écologique, pour pouvoir suivre son rétablissement. Ceci, surtout que peu de travaux de recherche ont porté sur cet embouchure; ils se sont limités particulièrement aux études ornithologiques (Dakki *et al.*, 1995; Qninba, 1999) et sédimentologique (Snoussi, 1988). En effet, à notre connaissance, aucune investigation n'a porté sur la biologie et l'écologie des espèces aquatiques.

Dans le cadre de ce travail, nous avons suivi au cours de l'année 2002 la dynamique de deux populations de mollusques benthiques intertidaux. Il s'agit de deux bivalves: *Cerastoderma edule* et *Scrobicularia plana* qui cohabitent dans la même surface de l'estran mais occupent deux niches écologiques différentes. La première espèce étant suspensivore et vivant en surface du sédiment et la deuxième, à régime mixte, détritivore-suspensivore, et vivant enfouie à une vingtaine de centimètres.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le site choisi dans l'estuaire de l'Oued Souss est une plage non abritée (30°21.98' N, 9° 35.98' W), constituée par du sable envasé. La salinité (30 à 34,5 ‰) et l'effet alcalinisant de l'eau

de mer (pH, de 7,9 à 8,2) ont ici un impact majeur sur la flore et la faune en raison du débit relativement faible des eaux douces d'origine fluviale et de la pluviométrie réduite (moins de 100 mm par an, répartis sur 20 jours au maximum en hiver).

Des prélèvements mensuels de *C. edule* et de *S. plana* ont été effectués dans ce site. Lors de chaque relevé, 4 à 6 échantillons de sédiment (surface, 0,2 m^2; profondeur, 20 cm) sont prélevés à mer basse avant d'être tamisés sur un tamis à mailles carrées (mailles, 1 mm) afin de récupérer les mollusques. Ces derniers sont triés et décomptés. Leur longueur est mesurée selon l'axe antéro-postérieur à l'aide d'un pied à coulisse (précision, 0,1 mm). Lorsque la taille est inférieure à 5 mm, nous avons utilisé un stéréomicroscope doté d'un oculaire micrométrique.

Chez les individus des deux espèces, présentant une longueur de coquille supérieure à 30 mm, l'effectif réduit de ces mollusques et la difficulté de lire les stries d'accroissement ne nous ont pas permis de séparer avec certitude les différentes générations qui les composent.

Les valeurs individuelles recueillies pour la longueur des animaux et les dates de récolte sont examinées avec le logiciel FISAT (Gayanilo *et al.*, 1996) afin de tracer les histogrammes de tailles en fonction de la fréquence des animaux et de faire une analyse modale basée sur l'algorithme (selon la méthode de Battacharya, 1967). Cette comparaison, avec une application du test χ^2 (au seuil de 5 %) permet de distinguer chaque mois les différentes classes d'âge qui composent l'échantillon et de tracer les courbes de croissance moyenne pour chaque classe d'âge.

Comme la croissance moyenne de la coquille chez ces deux espèces de l'Oued Souss au cours des deux premiers mois de leur vie sur le fond (5 mm en 2 mois) a été établie au cours d'une étude préliminaire (données non publiées), nous avons, dans une deuxième étape, traité les longueurs des coquilles et les âges correspondants (en années) avec le même logiciel afin de déterminer la courbe de la croissance absolue pour chaque espèce en utilisant l'équation de von Bertalanffy: $L_t = L_\infty (1 - Exp [-K (t - t_0)])$.

RÉSULTATS

Cerastoderma edule

La figure 1A présente les variations mensuelles de la fréquence en fonction de la longueur des coques. La lecture de cette illustration montre l'existence d'une seule génération annuelle. La période de recrutement s'étend depuis la fin du printemps jusqu'au début de l'automne. Les premières fixations de juvéniles sur le fond ont lieu à la fin mai, une deuxième cohorte apparaît en août et une troisième en octobre. A la fin de l'automne, les individus recrutés en juin-juillet ont une longueur moyenne de 18,3 ± 1,8 mm et constituent 71,6 % de la population. Par contre, ceux issus des deux dernières cohortes (août et octobre) ne dépassent pas 11,1 ± 1,1 mm et représentent seulement 9,2 % de la population. Il est intéressant de noter qu'entre ces trois périodes de recrutement, des jeunes individus se rencontrent à chaque date de relevé mais en faibles pourcentages (2 ou 3 %). Une baisse importante dans l'effectif des coques adultes s'observe, d'autre part, après le recrutement de juin-juillet.

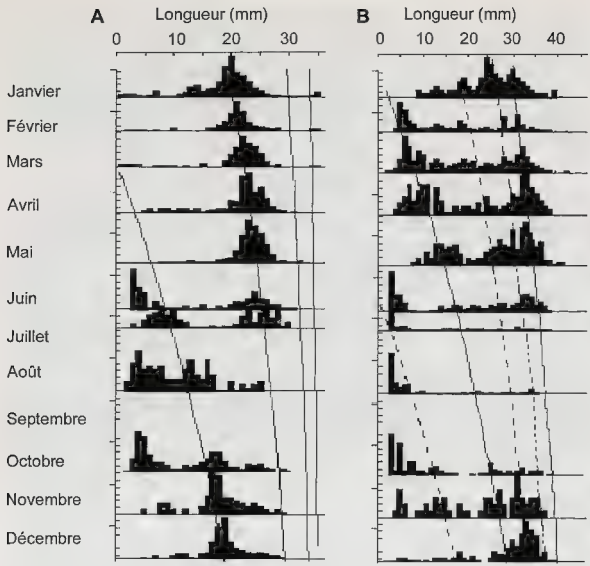

Figure 1. Distributions des longueurs de *Cerastoderma edule* (A) et de *Scrobicularia plana* (B) dans l'estuaire de l'Oued Souss (sud-ouest du Maroc) de janvier à décembre 2002.

La figure 2A montre la vitesse moyenne de la croissance. Celle-ci est maximale au cours de la première année car la longueur moyenne des individus âgés d'une année est de 22,7 ± 2,7 mm. L'équation de von Bertalanffy est la suivante: $L_t = 33{,}66\ (1 - \text{Exp}\ [-1\ (t - 0{,}001])$. La figure 3A montre la courbe de croissance absolue correspondant à cette équation. On constate que la croissance est très importante la première année (21,2 mm) et qu'elle diminue considérablement au cours de la deuxième année (7,8 mm) et de la troisième (2,8 mm). Il faut cependant remarquer que l'effectif des coques au cours de la troisième année est très faible.

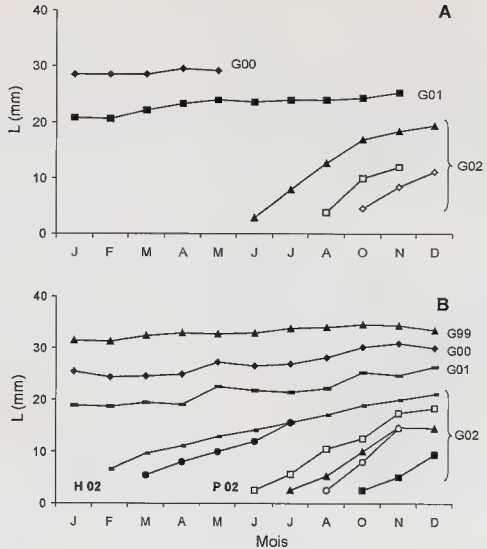

Figure 2. Courbes de croissance pour les générations de *Cerastoderma edule* (A) et de *Scrobicularia plana* (B) en fonction de leur origine (années 2000, 2001 et 2002). Les relevés ont été effectués dans l'estuaire de l'Oued Souss (Maroc) de janvier à décembre 2002. G00 (génération 2000), G01 (génération 2001), G02 (génération 2002), P (cohortes de printemps-été), H (cohorte d'hiver).

Scrobicularia plana

Les résultats obtenus sont présentés sur les graphes B des figures 1, 2 et 3. Deux générations se succèdent au cours de l'année car deux recrutements de juvéniles se succèdent au cours de l'année (Fig. 1B). Le premier se déroule en février-mars tandis que le second s'étale de juin à octobre. Lorsque la cohorte de juin présente une longueur moyenne de 2,5 mm, celle de février mesure déjà 14 mm. A partir de juillet, la cohorte de mars fusionne avec celle de février. En décembre 2002, les individus issus du recrutement de février-mars 2002 ont une longueur moyenne de 21,1 mm et ne constituent que 3 % de la population. Ceux recrutés en juin juillet, en

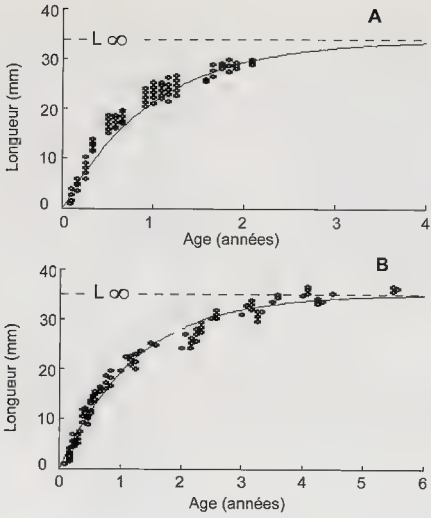

Figure 3. Croissance linéaire pluriannuelle (selon le modèle de von Bertalanffy) chez les populations de *Cerastoderma edule* (A) et les *Scrobicularia plana* (B) vivant dans l'estuaire de l'oued Souss, Maroc.

août et en octobre ont des longueurs moyennes respectives de 18,2, de 14,5 et de 9,5 mm. Si l'on groupe ces trois dernières cohortes, ils représentent 11,4 % de la population. La population de scrobiculaires a donc une distribution plurimodale car six cohortes sont identifiables au cours de l'année 2002.

La croissance moyenne des scrobiculaires âgées de plus d'un an est plus importante au milieu du printemps et à la fin de l'été (Fig. 2B). L'équation de von Bertalanffy, chez cette population, est la suivante: $L_t = 34{,}98\ (1 - \mathrm{Exp}\ [\ 0{,}803\ t])$. La figure 3 B correspond à la courbe de croissance absolue pour cette espèce. La croissance linéaire est importante la première année (19,2 mm) et diminue par la suite (8,6 mm au cours de la deuxième année et 3,8 mm au cours de la troisième).

DISCUSSION

Recrutement

La stratégie d'occupation de la niche diffère selon l'espèce car l'on note deux périodes de recrutement (soit deux générations) au cours de l'année 2002 chez *S. plana* et une seule période de recrutement (et donc une seule génération) pour *C. edule*. Une période de recrutement (de juin à octobre) est commune aux deux espèces et ne peut s'expliquer que par une période de pontes s'étendant d'avril au mois d'août. Par contre, chez *S. plana*, le recrutement hivernal suggère que les pontes correspondantes auraient eu lieu à la fin de l'automne 2001 et que les individus recrutés en hiver atteindraient leur maturité gonadique pour pondre à la fin de l'automne 2002. Cependant, la population de *S. plana* est très hétérogène (plusieurs classes d'âge) et pour vérifier l'hypothèse précédente, il faut suivre l'évolution du cycle gonadique chez cette scrobiculaire pour chaque classe d'âge.

Le recrutement de juin-juillet intéresse les deux espèces et est caractérisé par une croissance maximale au début de l'été, ce qui suggère que la compétition trophique est limitée dans une période qui est favorable au développement. Par contre, chez *C. edule*, une mortalité importante affecte les cohortes d'été et d'automne (d'août à octobre). Ce dernier résultat concorde avec les observations de Madani (1989), de Sauriau (1992) ou de Bachelet *et al.* (1992) car ces auteurs notent de fortes mortalités dans les recrutements qui s'effectuent à la fin de d'été et en automne-hiver. Cette mortalité touche les juvéniles de petite taille (<10 mm) et pourrait s'expliquer par l'absence quasi-totale de réserves énergétiques (Sauriau, 1992) alors que le métabolisme des juvéniles change (Gabott, 1976).

Les résultats obtenus dans la présente étude chez *S. plana* sont en contradiction avec les observations d'Elkaim (1976) car ce dernier note un cycle sexuel unimodal et tardif chez les *S. plana* vivant au niveau de l'estuaire de l'Oued Bou Regreg (Maroc). Par contre, ils concordent avec les études que Cheggour (1988) et Benabdellaoui (2002) ont effectuées récemment sur des populations de *S. plana* vivant dans les estuaires des Oueds Bou-Regreg et Oum-Rbia (ouest du Maroc). Les *S. plana* de l'Oued Souss peuvent donc être rattachées au groupe méridional des populations d'Espagne et de France (Bachelet, 1981, 1987; Robineau, 1986; Rodriguez-Rua *et al.*, 2003), caractérisées par une reproduction très étalée (ou bimodale).

La stratégie de reproduction de *C. edule* fait preuve d'une grande plasticité. En effet, au-delà de 55°N, les recrutements en été et en automne sont centrés sur des périodes thermiques et nutritives favorables (Möller et Rosenberg, 1983). Au niveau du nord de l'Irlande, la stratégie de reproduction de *C. edule* se modifie en présentant un caractère répétitif pour les pontes (Seed et Brown, 1978). Pour les latitudes intermédiaires, le caractère répétitif des pontes devient plus constant. Des expériences réalisées à la suite d'hivers rigoureux (Yankson, 1986) montrent que les conditions abiotiques défavorables crées par de tels hivers ont une action à long terme sur les mécanismes de régulation du cycle reproducteur car il est anormalement polycyclique chez *C. edule* et est suivi d'un recrutement exceptionnel. Enfin, le niveau bathymétrique (Ivell, 1981) et l'existence de perturbations chroniques affectant le biotope de la population (Desprez *et al.*, 1987) sont des facteurs environnementaux qui peuvent moduler le cycle reproducteur si bien que ce dernier peut présenter des similitudes entre des localités très éloignées sur le plan géographique.

Croissance

Le taux de croissance linéaire de *S. plana* (K = 0,8) s'inscrit parfaitement dans un cadre latitudinal. En effet, Bachelet (1981) regroupe les *S. plana* des Iles Britanniques (K = 0,1-0,2) et celles de France (K = 0,3-0,6); chez des populations espagnoles, Sola (1997) trouve un taux de croissance supérieur (K = 0,7). D'autre part, les *S. plana* de l'Oued Souss sont caractérisés par une croissance présentant une faible valeur de l'asymptote (L_∞ = 35 mm) par rapport aux populations françaises chez lesquelles on trouve des chiffres compris entre 43 et 56 mm pour les *S. plana* de la Loire (Robineau, 1986) et plus de 60 mm pour des populations d'estuaires, situées plus au nord (Bachelet, 1981). La latitude semble donc influencer les modes de croissance dans ces différentes localités car les Bivalves du sud semblent grandir plus vite pour atteindre finalement une taille maximale qui se révèle être plus petite que ceux vivant dans les zones tempérées. Cela peut s'expliquer par l'hypothèse de Remane et Schlieper (1958) selon laquelle la longévité de l'espèce serait réduite lorsque la latitude diminue.

Dans le cas de *C. edule*, le taux de croissance (K – 1) est également important et la croissance est maximale dans les premiers mois qui suivent le recrutement. L'acquisition de la taille lors de la première maturité sexuelle (soit 14 16 mm) s'effectue avant la fin de l'automne si bien que les individus recrutés à la fin du printemps peuvent fournir les pontes qui permettront le renouvellement de la population. La comparaison du chiffre trouvé dans la présente étude avec d'autres travaux est difficile car Sanchez-Salazar *et al.* (1987) rapportent des taux de croissance (K) variant de 0,53 à 0,91, et des L_∞ compris entre 23,9 et 35,1 mm pour des populations de coques vivant dans la même localité géographique (nord du Pays de Galles), mais à des niveaux bathymétriques différents. D'après ces auteurs, la population, qui a une L_∞ maximale, correspond à des coques en immersion constante. Dans le cadre de notre étude, la L_∞ de la population de l'Oued Souss n'a pu été comparée avec celles d'autres populations sous d'autres climats en raison d'un manque de données sur ce point. En effet, très souvent, dans les endroits où elle est étudiée, l'espèce subit une forte pression de pêche; et l'ajustement au modèle de von Bertalanffy par les auteurs (Hancock, 1967) donne une valeur moyenne de 30 mm qui est liée à l'utilisation d'engins de pêche.

Par ailleurs, dans le cas de cette étude, on note la disparition presque totale des coques adultes (taille moyenne: 24,6 ± 1,9 mm) juste après le recrutement au début de l'été. Ce fait peut être attribué à la durée de vie de *C. edule* car celle-ci doit être courte (la population de l'Oued Souss se situe à la limite sud de son aire de répartition géographique). Toujours est-il que des faits identiques ont déjà été notés pour *C. edule* sous d'autres climats, avec des populations, constituées essentiellement de juvéniles, qui disparaissent au bout d'une année près de Göteborg en Suède (Möller et Rosenberg, 1983), sur le littoral de la mer des Wadden au Danemark (Madsen, 1984) et sur le littoral de la Gironde (Bachelet, 1987). Enfin, on peut penser à une prédation naturelle massive des coques par l'huîtrier-pie (cet oiseau est connu dans l'estuaire), ce qui contribuerait en partie à la structuration de la population.

RÉFÉRENCES

Bachelet G., 1981 Application de l'équation de von Bertalanffy à la croissance du Bivalve *Scrobicularia plana*. *Cahiers de Biologie Marine*, **22**: 291-311.

Bachelet G., 1987. Processus de recrutement et rôle des stades juvéniles d'invertébrés dans le fonctionnement des systèmes benthiques de substrat meuble en milieu intertidal estuarien Thèse de Doctorat, Bordeaux 1, 478 p.

Bachelet G., Bouchet J.M. & Lissalde J.P., 1980-81 . Les peuplements benthiques de la Gironde: biomasse, productivité et évolution structurale. *Oceanis*, **6**: 593-620.

Bachelet G., Desprez M , Ducrotoy J.P., Guillou J , Labourg P.J., Rybarczyk H., Sauriau P.G., Elkaïm B. & Glemarec M., 1992. Rôle de la compétition intraspécifique dans la régulation du recrutement chez la coque *Cerastoderma edule* L. *Annales de l'Institut Océanographique*, **68**: 75-87.

Battacharya C.G., 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, **23**: 115-135.

Benabdellaoui Y., 2002.- Contribution à l'étude de la pollution chimique de l'estuaire de l'Oued Oum Er Rbia: structure des populations et bioaccumulation métallique chez les mollusques bivalves *Scrobicularia plana* et *Cerastoderma edule*. Thèse de Doctorat, Université Hassan II Mohammedia, Casablanca, 170 p.

Cheggour M , 1988. Contribution à l'étude d'un milieu paralique: l'estuaire de Bou-Regreg (côte atlantique marocaine). Conditions écologiques globales et étude de la contamination métallique. Thèse 3e cycle, ENS Takadoum, Rabat, 337 p.

Dakki M., El Agbani M , Qninba A. & Benhoussa A., 1995. Recensement hivernal d'oiseaux d'eau au Maroc: Janvier 1995. *Documents de l'Institut Scientifique*. N° 18. Université Mohamed V. Institut scientifique. Rabat.

Desprez M., Ducrotoy J.P., Elkaim B., Lafite R., Lemoine M. & Sueur F., 1987 Crise de la production de coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme: analyse de la reproduction et relations avec l'environnement. *Haliotis*, **16**: 327-351.

Elkaïm B., 1976. Bionomie et écologie des peuplements des substrats meubles d'un estuaire atlantique marocain: l'estuaire de Bou Regreg. I. Unités indicatrices infralittorales. *Vie et Milieu*, **26**: 107-169.

Essink K., Beukema J.J., Coosen J., Craeymeersch J.A., Ducrotoy J.P., Michaelis H. & Robineau B., 1991. Population dynamics of the bivalve mollusc *Scrobicularia plana* da Costa: comparisons in time and space. *In*: Estuaries and coasts: spatial and temporal inter comparisons. Proceedings ECSA 19th Symposium (Elliot M. & Ducrotoy J.P., eds.): 167-172. Olsen and Olsen, Fredensborg.

Gabbott P.A , 1976. Energy metabolism. *In*: Marine mussels: ecology and physiology (Bayne B.L., ed.): 213-355. Cambridge University Press, Cambridge.

Gayanilo F.C. Jr, Sparke P. & Pauly P., 1996. FISAT Software. FAO-ICLARM-Stock-Assessment Tools. Makati City, Metro Manila, The Philippines.

Gillet P., Gormann E., Tallec P , Moukrim A., Mouloud M., Anajjar E.M., Ait Alla A., Bergayou H. & Kaaya A. (sous presse). Impacts des rejets urbains sur les communautés benthiques de l'embouchure de l'Oued Souss, baie d'Agadir, Maroc.

Hancock D.A., 1967. Growth and mesh selection in the edible cockle (*Cardium edule* L.). *Journal of Applied Ecology*, **4**: 137-157.

Ivell R., 1981. A quantitative study of a *Cerastoderma-Nephthys* community in the Limfjord, Denmark, with special reference to production of *Cerastoderma edule*. *Journal of Molluscan Studies*, **47**: 147-170.

Madani I., 1989. Dynamique des populations et processus de recrutement chez quatre espèces de Bivalves appartenant aux genres *Abra* et *Cerastoderma*, dans le bassin d'Arcachon. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux I, 152 p.

Madsen P.B., 1984. The dynamics of the dominating macrozoobenthos in the Danish Wadden Sea 1980-1983. Report of the Danish Coct-47. Project for the first stage. *Reports of the Marine Pollution Laboratory*, **7**: 35 p. + appendix volume, 73 p.

Mejuto J., 1984. Primeros datos sobre la dinámica de la población de *Cerastoderma edule* (L.) de la Ria do Pasaxe (N.W. de Galicia). Estrategias de explotación. *In* Actas do IV Simpósio Ibérico de Estudos do Benthos Marinho, Lisboa, 21-25 Maio 1984, **2**: 83-102.

Möller P. & Rosenberg R , 1983. Recruitment, abundance and production of *Mya arenaria* and *Cardium edule* in marine shallow waters, Western Sweden. *Ophelia*, **22**: 33-55.

Qninba, A. 1999. Les limicoles (Aves, Charadrii) du Maroc: Synthèse sur l'hivernage à l'échelle nationale et étude phénologique dans le site Ramsar de Merja Zerga. Thèse de Doctorat d'Etat es-Sciences, Université Mohamed V, Faulté des Sciences, Rabat, 205 pp.

Remane A. & Schlieper C , 1958. Die Biologie des Brackwassers. Schweizerbart, Stuttgart, 348 p.

Robineau B., 1986 Les peuplements benthiques de l'estuaire de la Loire. Distribution spatio-temporelle. Reproduction et croissance des Bivalves Tellinidés. Thèse de Doctorat, Nantes, 298 p.

Rodriguez Rua A., Prado M.A., Romero Z. & Bruzon M., 2003. The gametogenic cycle of *Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778) (Mollusca: Bivalvia) in Guadalquivir estuary (Cadiz, SW Spain). *Aquaculture*, **217**: 157-166.

Sanchez-Salazar M.E., Griffiths C.L. & Seed R., 1987. The interactive roles of predation and tidal elevation in structuring populations of edible cockle, *Cerastoderma edule*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **25**: 245-260.

Sauriau P.G., 1992. Les mollusques benthiques du bassin de Marennes Oléron: estimation et cartographie des stocks non cultivés, compétition spatiale et trophique, dynamique de population de *Cerastoderma edule* (L.). Thèse de Doctorat, Nantes, 262 p.

Seed R. & Brown R.A , 1978. Growth as a strategy for survival in two marine bivalves, *Cerastoderma edule* and *Modiolus modiolus*. *Journal of Animal Ecology*, **47**: 283-292.

Snoussi, M. 1988. Nature, estimation et comparaison des flux de matières issus des bassins versants de l'Adour (France), du Sebou, de l'Oum er Rbia et du Souss (Maroc). Impacts du climat sur les apports fluviatiles à l'océan. *Mémoires de l'Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine*, **22**:1-459.

Sola J C., 1997. Reproduction, population dynamics, growth and production of *Scrobicularia plana* da Costa (Pelecypoda) in the Bidasoa estuary, Spain. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, **30**: 283 296.

Yankson K., 1986. Reproductive cycles of *Cerastoderma glaucum* (Bruguière) and *C. edule* (L.) with special reference to the effects of the 1981-82 severe winter. *Journal of Molluscan Studies*, **52**: 6 14.

L'escargot géant africain *Achatina fulica* (Bowdich, 1820), une peste potentielle pour les végétaux des forêts anthropisées de Côte d'Ivoire

Atcho OTCHOUMOU[1], Konan N'DA[1], Henri DOSSO[2] et Kouadio Daniel KOUASSI[1]*

RÉSUMÉ

Un inventaire de végétaux sauvages consommés par *Achatina fulica* (Bowdich, 1820) a été réalisé au laboratoire. Les quatre végétaux les mieux appréciés ont été proposés aux escargots au cours d'une expérience de préférence alimentaire et leur composition chimique déterminée. Les ravages causés par les escargots sur quelques végétaux sauvages ont été estimés à partir des quantités journellement consommées, du nombre moyen de feuilles présent sur le végétal jeune et adulte et de leur abondance dans la forêt. *Achatina fulica* consomme une gamme très variée de végétaux sauvages, son préférendum alimentaire est *Cecropia peltata* et *Laportea aestuans*. Cet escargot constitue un danger réel pour la flore des forêts anthropisées et demeure un ennemi de l'expansion de la biodiversité végétale en Côte d'Ivoire.

ABSTRACT

The giant African snail *Achatina fulica* (Bowdich, 1820), a potential pest for plants in degrades forests of Côte d'Ivoire

The inventory of wild plants consumed by the edible giant snail *Achatina fulica* (Bowdich) was made in the laboratory. The four plants most appreciated were proposed pairwise to the snails in a dietary preference experiment and their chemical components determined. The snails plants havoc were estimated according to the daily consumed quantity, the average number of leaves per young and adult vegetable and plants abundance in the forest. *Achatina fulica* consumes miscellaneous wild plants but prefers *Cecropia peltata* and *Laportea aestuans*. This snail is a degraded forest flora pest and is adverse to the vegetal biodiversity.

INTRODUCTION

En biologie, en écologie et en conservation de flore, le régime alimentaire d'un animal revêt une importance capitale. La plupart des animaux choisissent leur nourriture dans une gamme très

[1] Laboratoire de Biologie et Cytologie Animales (Unité de Formation et de Recherches en Sciences de la Nature), Université d'Abobo-Adjamé, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire. * Auteur recevant la correspondance. adresse postale 26 BP 623 Abidjan 26, Côte d'Ivoire. e-mail: <atcho@aviso.ci>.

[2] Centre de Recherches en Écologie, Université d'Abobo-Adjamé, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire.

variée d'aliments disponibles et la sélection effectuée joue un rôle considérable. Ce choix alimentaire a une incidence sur le végétal entraînant une perturbation de son développement et de sa succession dans le temps (Cates et Orians, 1975; Lubchenco, 1978; Nicotri, 1980). Ce qui a pour corollaire une modification de l'équilibre floristique existant dans une région donnée. En Côte d'Ivoire, *Achatina fulica* (Bowdich) d'introduction récente (Waitkuwait, 1988) était localisé dans les forêts remaniées et les jachères du sud (De Winter, 1988). Des travaux ont montré que parmi les espèces d'Achatinidae connues en Côte d'Ivoire, seule *Achatina fulica (Bowdich)* était la plus prolifique (Otchoumou, 1997; Otchoumou *et al*, 2003a; 2003b). A partir de 1989, cette espèce a vu son aire de répartition s'étendre à l'ouest du pays (De Winter, 1989). Au vue de cette expansion rapide dans les forêts anthropisées de Côte d'Ivoire, l'on se pose la question de savoir si cette espèce ne constituerait pas ultérieurement une peste pour les végétaux sauvages de ces forêts. En effet, cette espèce n'est pas consommée par les populations ivoiriennes en raison de nombreux taboues et préjugées. Une autre question est de savoir si cette espèce ne colonisera pas les forêts denses ivoiriennes, biotope d'autres espèces d'Achatinidae. Enfin, certaines espèces d'Achatinidae notamment *Achatina fulica* (Bowdich) sont considérées dans les régions où elles ont été introduites comme une peste pour les cultures et la végétation (Craze et Mauremootoo, 2002; Raut et Barker, 2002). Cependant en Côte d'Ivoire, les ravages d'*Achatina fulica* (Bowdich) sur la flore de son biotope reste à élucider. C'est pourquoi, dans le présent travail, nous nous sommes attelés à:

Faire un inventaire des espèces végétales non cultivées consommées par *Achatina fulica* (Bowdich) en forêt.

Rechercher ses préférences parmi les espèces végétales les mieux appréciées.

Estimer ses ravages sur la flore de la forêt de l'université d'Abobo-Adjamé.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Origine des végétaux et des escargots utilisés.

Les feuilles de 15 espèces végétales récoltées dans la forêt de l'Université d'Abobo-Adjamé ont été utilisées dans ce travail. Cette forêt couvre une superficie de 5 ha environ. Elle fait partie de l'ensemble des forêts denses sempervirentes à forte pluviométrie (environ 2000 mm de pluie/an), température moyenne de 26°C et humidité relative de l'air d'environ 90%. Elle a été anthropisée par endroit sur une superficie d'environ 1 ha.

Figure 1. Spécimens d'*Achatina fulica* (Bowdich, 1820).

Les espèces végétales caractéristiques de la partie non anthropisée sont, pour les arbres, *Carapa procera* (Meliaceae); *Mallotus oppositifolius* (Euphorbiaceae); *Hunteria eburnea* (Apocynaceae); pour les arbustes, *Celtis spp* (Ulmaceae); *Trichilia monadelpha* (Meliaceae); *Rauwolfia vomitoria* (Apocynaceae) et pour les herbes, *Palisota hirsuta* (Commelinaceae). Les espèces caractéristiques de la partie anthropisée sont *Cecropia peltata* (Moraceae), *Laportea aestuans* (Urticaceae), *Rauwolfia vomitoria* (Apocynaceae) pour les arbustes et *Palisota hirsuta* (Commelinaceae) pour les herbes.

Une seule espèce d'escargot a été utilisée. Il s'agit de l'espèce *Achatina fulica* (Bowdich, 1820) (figure 1). Tous les individus ont été collectés dans les parcelles expérimentales et les jachères de l'université d'Abobo-Adjamé. Les expériences sont réalisées avec des juvéniles II (30 mm < Longueur de coquille < 60 mm) et des reproducteurs (Longueur de coquille > 60 mm).

Méthodes

En ce qui concerne l'inventaire alimentaire, 56 escargots dont 28 juvéniles II et 28 reproducteurs ont été sélectionnés après deux semaines d'acclimatation à la vie en captivité. Ils ont été répartis en 2 lots de 2 répétitions à raison de 14 escargots par bac et par classe d'âge à la densité de 56 escargots/m². Les bacs d'élevage en polystyrène de forme trapézoïdale à base carrée ont une hauteur de 0,125 m, une surface de base de 0,25 m² pour un volume estimé à 0,038 m³. Ces bacs possèdent des couvercles de type moustiquaire en polystyrène constituant le dispositif anti-fuite. L'intérieur des bacs est recouvert d'une litière de 2 cm d'épaisseur constituée de sable fin préalablement stérilisé par chauffage. Les escargots morts sont remplacés afin de maintenir les densités de départ. L'aliment constitué de feuilles d'une espèce végétale, est proposé pendant cinq jours aux escargots après un jeûne de deux jours à raison de 200 g par lot. Un témoin constitué de la même quantité du végétal et placé dans les mêmes conditions expérimentales, permet de faire les corrections de poids dues à la dessiccation du matériel végétal. Pour la préférence alimentaire, les quatre plantes les mieux consommées pendant l'inventaire alimentaire sont retenues et proposées aux animaux par binômes à raison de 100 g par espèce végétale. Les animaux sont pesés au début et à la fin des cinq jours ainsi que les restes d'aliments au 1/100 de milligramme près. La composition chimique des quatre plantes utilisées dans l'expérience de préférence alimentaire a été déterminée afin de mieux comprendre le phénomène des animaux. Une technique de sondage par comptage des espèces végétales dans 12 cuvettes d'identification de 100 m² de surface installées de façon aléatoire permet d'estimer l'abondance des espèces végétales dans la forêt. Les ravages causés par les escargots sur la flore de la forêt sont estimés à partir des consommations moyennes par classe d'âge rapportées au poids moyen d'une feuille de chaque espèce végétale et au nombre moyen de feuilles présent sur un végétal jeune et adulte en relation avec le temps de destruction du végétale, son abondance et la période estivale des animaux.

Expression des résultats

L'inventaire et la préférence alimentaire sont estimés à partir de la quantité de végétaux verts journellement consommés et du taux moyen journalier de consommation. Le choix d'un ou d'une combinaison de végétaux comme meilleur aliment tiendra compte non seulement de la quantité de végétaux verts journellement consommés mais aussi de l'indice de transformation qui est la quantité de végétaux qu'il faut pour produire un kilogramme d'escargot. L'estimation des ravages des escargots sur un végétal sera estimée à partir de la quantité de végétaux verts journellement consommés rapportée au nombre moyen de feuilles du végétal jeune et adulte et de son abondance dans la forêt.

*Quantité moyenne d'aliment vert journellement consommé (Q)

Q (g/j) = (qi qf) / t avec: qi = quantité initiale de végétaux; qf – quantité finale de végétaux; t = durée de la consommation en jours

*Taux moyen journalier de consommation (TMJC)

TMJC (%) = (Qx100) / P avec Q – quantité moyenne d'aliment vert journellement consommée (g); P= Poids moyen de l'escargot (g).

*Rendement écologique de croissance (REC)
REC = (ΔP × 100) / Q avec ΔP – gain de poids (g) pendant un intervalle de temps Δt; Q = quantité d'aliment frais consommée (g) pendant un intervalle de temps Δt

*Indice de transformation (IT)
IT = 100 / REC

*Quantité de végétaux consommés ou détruits (en nombre de feuilles) (Qd)
Qd = qmi / Pfi avec qmi= quantité moyenne du végétal i consommée dans les différents couples comprenant le végétal i; Pfi = poids moyen d'une feuille du végétal i

*Nombre de plants ravagés (Pr)
Pr = Qd / Nmf avec Nmf = nombre moyen de feuilles par végétal

RÉSULTATS

Inventaire alimentaire

Les végétaux consommés expérimentalement par l'escargot *Achatina fulica* sont consignés dans le tableau 1. Presque toutes les espèces végétales proposées aux juvéniles II ont été consommées à l'exception de *Combretum dolichopetalum*, *Millettia zechiana* et *Sarcophrynum brachystachys* tandis que chez les reproducteurs, seule *Combretum dolichopetalum* n'a pas été consommé. Dans l'ensemble, les quantités de végétaux ingérées par les juvéniles II sont de loin supérieures à celles des reproducteurs. Les quatre végétaux les mieux appréciés par ordre décroissant des quantités ingérées par les juvéniles II sont *Palisota hirsuta*, *Phaulopsis falcisepala* , *Cecropia peltata* et *Laportea aestuans*, tandis que chez les reproducteurs, ce sont *Laportea aestuans*, *Cecropia peltata*, *Sterculia tragacantha* et *Phaulopsis falcisepala*. Au regard de l'indice de transformation,

Tableau 1. Inventaire de végétaux sauvages consommés par *Achatina fulica*. IA = Ingestion alimentaire(g/j/g de poids vif). TMJC = Taux moyen journalier de consommation(%), REC = Rendement écologique de croissance(%); IT = Indice de transformation

	Juvéniles II				Reproducteurs			
Espèces végétales	IA(g/j)	TMJC(%)	REC(%)	IT	IA(g/j)	TMJC(%)	REC(%)	IT
Alcornea cordifolia (Euphorbiacae)	0,0025	0,245	0	.	0,001	0,099	0	
Canthium arnoldianum (Rubiacae)	0,0501	5,019	0	.	0,0083	0,834	0	
Cecropia peltata (Moracae)	0,129	12,898	0,8	125	0,0285	2,855	1,84	54,34
Combretum dolichopetalum (Combretacea)	0	0	0	.	0	0	0	
Ficus mucusa (Moracae)	0,0311	3,111	0	.	0,0072	0,72	0	.
Laportea aestuans (Urticacae)	0,1592	15,921	0,11	909,09	0,0588	5,877	2,2	45,45
Millettia zechiana (Papilionacae)	0	0	0	.	0,005	0,502	0	
Palisota hirsuta (Commelinacae)	0,0566	6,556	0	.	0,018	1,799	0	
Phaulopsis falcisepala (Acanthacae)	0,0649	6,49	0		0,024	2,4	1,93	51,81
Rauwolfia vomitona (Apocynacae)	0,052	5,2	0	.	0,0064	0,638	0	
Rhigiocarya racemifera (Menispermacae)	0,0312	3,123	0,65	153,84	0,0198	1,977	1,48	67,56
Sarcophrynium brachystachys (Verbenacae)	0	0	0	.	0,0015	0,15	0	
Sterculia tragacantha (Sterculiacae)	0,051	5,1	0	.	0,0243	2,432	0	
Tabernaemontana crassa (Apocynacae)	0,0163	1,628	0	.	0,0084	0,845	0	
Trichilia monadelpha (Meliacae)	0,0082	0,825	0		0 0044	0,443	0	
Zohou costus afer (Zingiberacae)	0,0097	0,975	0		0,0033	0,329	19,16	5,21

les trois végétaux pouvant constituer les meilleurs aliments et classés par ordre croissant des indices chez les juvéniles II sont *Cecropia peltata, Rhigiocarya racemifera,* et *Laportea aestuans* alors que chez les reproducteurs, les quatre meilleurs sont *Zohou costus afer*, *Laportea aestuans, Phaulopsis falcisepala* et *Cecropia peltata* .

Préférence alimentaire

Le tableau 2 donne les résultats relatifs aux mélanges de plantes préférentiellement consommées par l'escargot *Achatina fulica* (Bowdich). On remarque que ces animaux savent marquer leur préférence alimentaire. Celle ci est exprimée par une consommation plus élevée de la plante préférée par rapport à l'autre du couple proposé. Ainsi quel que soit l'âge des escargots, les feuilles de *Laportea aestuans* et *Cecropia peltata* de même niveau de préférence, prises individuellement sont préférées aux feuilles de *Palisota hirsuta* et de *Phaulopsis falcasepala* tandis que les feuilles de *Phaulopsis falcisepala* sont préférées à celles de *Palisota hirsuta.* De tous les couples proposés au juvéniles II, *Laportea aestuans / Palisota hirsuta* a été le plus consommé tandis que le moins consommé est *Palisota hirsuta / Cecropia peltata.* On note une consommation plus élevée du couple *Phaulopsis falcisepala / Laportea aestuans* chez les reproducteurs tandis que le couple le moins consommé est *Cecropia peltata / Phaulopsis falcasepala.* Cependant, les animaux ont des préférences égales vis à vis de certaines plantes. C'est le cas de *Cecropia peltata* et de *Laportea aestuans* chez les juvéniles II.

Tableau 2 Plantes préférentiellement consommées par Achatina fulica. TMJC = Taux moyen journalier de consommation(%); REC = Rendement écologique de croissance(%); IT = Indice de transformation.

	Couples de végétaux	Consommation (g) Sous-total	Total	Proportion(%)	Niveau de préférence	TMJC (%)	REC	IT
Juvéniles II	*Palisota hirsuta/ Cecropia peltata*	5,87 22.4	28,27	20,76 79,24	*Cecropia peltata > Palisota hirsuta*	8,49	0	
	Cecropia peltata/ Laportea aestuans	26,09 21,04	47,13	55,36 44,64	*Cecropia peltata = Laportea aestuans*	12,48	0,21	476,19
	Phaulopsis falcisepala/ Palisota hirsuta	29,85 8,1	37,95	78,66 21,34	*Phaulopsis falcisepala > Palisota hirsuta*	9,53	0	
	Cecropia peltata/ Phaulopsis falcisepala	40,17 6,24	46.41	86,55 13,45	*Cecropia peltata > Phaulopsis falcisepala*	11,94	0 37	270,27
	Laportea aestuans/ Palisota hirsuta	39,2 10,07	49,27	79,56 20,44	*Laportea aestuans > Palisota hirsuta*	11,26	0	
	Phaulopsis falcisepala/ Laportea aestuans	3,91 37 75	41.66	9,36 90 61	*Laportea aestuans > Phaulopsis falcisepala*	9,98	0.49	204,08
Reproducteurs	*Palisota hirsuta/ Cecropia peltata*	7,53 21,21	28,74	26,2 73,8	*Cecropia peltata > Palisota hirsuta*	2,2	0	
	Cecropia peltata/ Laportea aestuans	14,73 20,28	35,01	42,07 57,93	*Cecropia peltata = Laportea aestuans*	2,43	0	
	Phaulopsis falcisepala/ Palisota hirsuta	28,95 9,04	37,99	76,2 23,8	*Phaulopsis falcisepala > Palisota hirsuta*	2,52	2,91	34,36
	Cecropia peltata/ Phaulopsis falcisepala	15,12 4,56	19,68	76,83 23,17	*Cecropia peltata > Phaulopsis falcisepala*	1,34	0	
	Laportea aestuans/ Palisota hirsuta	65 1	66	98,48 1,52	*Laportea aestuans > Palisota hirsuta*	4,19	0,71	140
	Phaulopsis falcisepala/ Laportea aestuans	6,27 65	71,27	8,8 91.2	*Laportea aestuans > Phaulopsis falcisepala*	3 78	0	

Analyse chimique des espèces végétales les mieux consommées

Le tableau 3 indique la composition chimique des quatre espèces végétales les mieux consommées par *Achatina fulica*. On remarque que ces espèces végétales contiennent plus de 77% d'eau et ont un taux de calcium (Ca) inférieur à 1%. Le taux de potassium (K) est du même ordre de grandeur (0,1%). Il convient également de noter que le taux de sodium est très faible (0,01% environ).

Tableau 3. Composition chimique des végétaux les mieux consommés par *Achatina fulica*.

Végétaux	Taux d'humidité (%)	Cendre	Calcium	Potassium	Sodium
Cecropia peltata	83,5	1,63	0,14	0,13	0,014
Laportea aestuans	86,12	3,44	0,44	0,1	0,01
Palisota hirsuta	85,84	1,63	0,21	0,11	0,002
Phaulopsis falcisepala	77,27	4,9	0,74	0,19	0,003

Abondance des espèces végétales les mieux consommées

On note une nette abondance et une distribution régulière de *Palisota hirsuta* (0,18 plante/m²) sur l'ensemble de la forêt tandis que *Phaulopsis falcisepala* et *Cecropia peltata* ne sont présentes que dans les zones faiblement anthropisées de la forêt. *Laportea aestuans* est présente dans les zones fortement anthropisées de la forêt. Certaines espèces moins consommées sont relativement abondantes dans la forêt. Ce sont: *Sarcophrynium brachystachys* (0,14 plante/m²) et *Trichilia monadelpha* (0,12 plante/m²).

Estimation des ravages des escargots

Le tableau 4 présente l'estimation à court et moyen terme des quantités consommées et détruites des quatre végétaux les mieux appréciés des escargots. On remarque que, quel que soit l'âge, les escargots ravagent plus les feuilles de *Laportea aestuans* (11,5 à 17,6 feuilles / jour / escargots soient 1,44 et 2,20 jeunes plants contre 0,64 et 0,98 plants adultes) et de *Phaulopsis falcisepala* (8,2 feuilles / jour / escargot soient 0,55 jeunes plants contre 0,18 plants adultes). Les ravages des escargots, quel que soit l'âge sur *Cecropia peltata* et *Palisota hirsuta*, sont faibles

Tableau 4 Estimation des ravages d'*Achatina fulica* sur *Laportea aestuans*, *Phaulopsis falcisepala*, *Cecropia peltata* et *Palisota hirsuta*. NJP: Nombre de jeunes plants; NPA: Nombre de plants adultes

		Nombre moyen de feuilles		Estimation des ravages à court et moyen terme								
				1 jour			1 an			2 ans		
	Espèces végétales	Végétal jeune	Végétal adulte	feuilles	NJP	NPA	feuilles	NJP	NPA	feuilles	NJP	NPA
Juvéniles !!	*Laportea aestuans*	8	18	11,5	1,44	0,64	2760	345	153,33	5520	690	306,67
	Phaulopsis falcisepala	15	45	8,2	0,55	0,18	1968	131,2	43,73	3936	262,4	87,47
	Cecropia peltata	4	10	0,3	0,08	0,03	72	18	7,20	144	36	14,40
	Palisota hirsuta	5	13	0,5	0,10	0,04	120	24	9,23	240	48	18,46
Reproducteurs	*Laportea aestuans*	8	18	17,6	2,20	0,98	4224	528	234,67	8448	1056	469,33
	Phaulopsis falcisepala	15	45	8,2	0,55	0,18	1968	131,2	43,73	3936	262,4	87,47
	Cecropia peltata	4	10	0,2	0,05	0,02	48	12	4,80	96	24	9,60
	Palisota hirsuta	5	13	0,4	0,08	0,03	96	19,2	7,38	192	38,4	14,77

comparées aux végétaux sus-cités (0,2 à 0,4 feuilles / jour / escargot soient 0,05 à 0,1 jeunes plants contre 0,02 à 0,03 plants adultes) Cependant, les reproducteurs se montrent plus voraces que les juvéniles II (17,6 contre 11,5 feuilles / jour / escargots soient 2,20 contre 1,44 jeunes plants et 0,98 contre 0,64 plants adultes) vis à vis de *Laportea aestuans.*

DISCUSSION

Inventaire alimentaire

L'escargot *Achatina fulica* est d'introduction récente en Côte d'Ivoire (De Winter, 1988) et colonise les prairies près d'Abidjan et de Tiassalé (sud ivoirien). Cependant des investigations, une année plus tard (De Winter, 1989), ont non seulement montré que cette espèce s'est adaptée aux régions précitées mais a étendu son aire de répartition à des régions telle que Duékoué et Guiglo dans l'ouest ivoirien. Cette colonisation rapide du territoire ivoirien par ce mollusque est non seulement due à sa grande prolificité (Otchoumou, 1997; Otchoumou *et al*, 2003a; 2003b) mais aussi au climat tropical humide favorable et à une alimentation abondante et diversifiée En effet l'escargot est essentiellement végétarien et recherche particulièrement les plantes jeunes et tendres (Rousselet, 1979), comportement en accord avec notre résultat d'inventaire alimentaire. Presque tous les végétaux proposés aux escargots ont été consommés. En effet, selon Hodasi (1979), l'escargot *Achatina fulica* se nourrit d'une gamme très variée de végétaux sauvages et cultivés. Des comportements similaires ont été observés par Gallois et Daguzan en 1989 chez *Helix aspersa (Müller).* Les résultats de cet inventaire en terme de quantité de végétaux consommés, sont en accord avec ceux de Upatham *et al.* (1988) chez *Achatina fulica* et ceux de Otchoumou *et al.* (1989-1990, 2004) chez *Achatina achatina (Linné)* sur les fourrages verts. La consommation d'un végétal semble liée à son apport nutritif. Ainsi, les espèces végétales les mieux consommées (*Cecropia peltata, Laportea aestuans, Phaulopsis falcisepala*) présentent elles les meilleurs rendements écologiques de croissance. Les différences observées au niveau des quantités ingérées pour chaque espèce végétale pourraient s'expliquer par des différences de texture, de parfum et même de la valeur nutritive des feuilles des végétaux proposés, éléments qui concourent à une bonne consommation (Gallois et Daguzan, 1989). Certaines espèces végétales telles que *Combretum dolichopetalum*, *Millettia zechiana* et *Sarcophrynium brachystachis* n'ont pas été consommées. Nous pensons qu'elles pourraient contenir des substances répulsives ou molluscides. En effet, Rao et Singh (2000) ont montré que les essences d'*Azadirachta indica, Cedrus deodara* ont des effets molluscides.

Préférences alimentaires

Deux composantes distinctes du préférendum alimentaire peuvent être reconnues (Nicotri, 1980). Une, relative à la sélection d'un potentiel de végétaux susceptibles d'être consommés: c'est l'attraction. L'autre concerne le taux d'ingestion de cet aliment: c'est la comestibilité.

Comme le soulignent Watson et Norton (1985), la comestibilité reflète à la fois la vitesse avec laquelle un aliment donné satisfait les besoins physiologiques de l'herbivore et la facilité avec laquelle celui-ci peut être avalé et ingéré. L'attraction comprend un nombre de facteurs incluant la capacité de l'herbivore à détecter les odeurs des plantes et la caractéristique non nutritive des plantes qui déterminent la valeur du végétal. Les taux moyens journaliers de consommation des juvéniles II pour les couples de végétaux présentés sont comparables à ceux obtenus par Otchoumou et *al.* (1989 1990; 2004) chez *Achatina achatina* (Linné). Les niveaux d'ingestion observés chez ces juvéniles II semblent dépendre de l'appétibilité du binôme. De plus, à l'analyse

de l'indice de transformation, les juvéniles consomment en moyenne 300g de feuilles des différents couples de végétaux pour produire 1g d'escargot tandis que les reproducteurs utilisent en moyenne 85g de végétaux pour la même production d'escargot. Les juvéniles pour leur nutrition ravagent donc plus de végétaux que les reproducteurs. La composition chimique des plantes les mieux consommées révèle que la plupart d'entre elles contiennent plus de 80% d'eau. Dans son milieu naturel, l'escargot est végétarien et il trouve la plus grande partie de l'eau nécessaire à son hydratation dans les fourrages verts qu'il consomme. L'analyse minérale des plantes indique des taux élevés en calcium chez *Phaulopsis falcisepala* et *Laportea aestuans* comparés à ceux des deux autres espèces. Si le taux en calcium, en potassium et en sodium atteste de la qualité minérale de l'aliment pour l'escargot, il n'en demeure pas moins qu'ils restent insuffisants pour les renseignements sur l'appétibilité des plantes et leurs apports à l'organisme de l'animal. Quant aux raisons conditionnant le choix, il s'agit d'un ensemble de paramètres aux interrelations complexes. Ainsi, l'aptitude d'*Achatina fulica* à mémoriser un aliment à long terme a été mise en évidence par Croll et Chase en 1977. Les capacités de percevoir une odeur attractive et de remonter ses effluves jusqu'à l'origine chez les escargots sont mises en évidence par FARKAS et SHOREY en 1976. Les stades physiologiques des individus et phénologiques des plantes jouent un grand rôle dans le choix des végétaux consommés. Enfin, le préférendum constaté implique que les végétaux concernés soient ingérés en plus grande quantité et donc considérablement ravagés à court et moyen terme comparés aux végétaux les moins consommés.

Estimation des ravages des escargots sur les végétaux

Les résultats de nos travaux révèlent que les plantes les plus abondantes tant dans les zones vierges qu'anthropisées de la forêt de l'université d'Abobo-Adjamé sont: *Palisota hirsuta, Rhigiocarya racemifera, Trichilia monadelpha , Laportea aestuans, Phaulopsis falcisepala, Rauwolfia vomitoria, Tabernaemontana crassa* et *Sterculia tragacantha*. L'on peut noter que *Cecropia peltata* a une densité faible du fait qu'elle est nouvellement introduite et fait maintenant son expansion dans la région d'Abidjan et ses environs (AKE ASSI, 1980). Des travaux préliminaires ont montré une densité très élevée d'*Achatina fulica* dans les jachères et les forêts anthropisées pendant la grande saison des pluies. De plus, des trois espèces connues en Côte d'Ivoire, *Achatina fulica* est la plus prolifique (Otchoumou, 1997; Otchoumou *et al*, 2003a; 2003b). Les espèces végétales les plus ravagées sont *Laportea aestuans* et *Phaulopsis falcisepala*. Nous pensons que la grande consommation de ces végétaux synonyme de ravage serait due à la présence probable dans ces végétaux de substances attractives (Rao et Singh, 2000). Il existerait aussi une relation entre les structures anatomiques de ces organes végétaux et celle de la radula des escargots. Cependant les escargots ravagent très peu les feuilles de *Cecropia peltata*. C'est environ 0,3 feuille / jour soient 0,08 jeunes plants contre 0,03plants adultes que peut détruire un escargot par jour. En effet, de par sa taille (6 à 15m de haut), ce végétal ne peut véritablement être exposé aux attaques des escargots qu'en étant une jeune pousse. Les escargots ont par contre une action néfaste sur *Phaulopsis falcisepala* et *Laportea aestuans*. Leur nuisance est particulièrement élevée sur *Laportea aestuans* (17,6 feuilles détruites / jour / reproducteur soient 2,20 jeunes plants contre 0,98 plants adultes) ce qui correspond à 4224 jeunes plants contre 528 plants adultes par an. Nos observations indiquent une faible abondance de *Laportea aestuans* dans les parties vierges de la forêt de l'Université. Ceci se justifie par le fait que *Laportea aestuans* est une plante des zones anthropisées (Adjanohoun, 1989).

CONCLUSION

Au terme de cette étude, il convient de retenir que:

- *Achatina fulica* consomme expérimentalement une gamme variée de plantes sauvages et affectionnent les plantes riches en eau.

- Le préférendum n'est pas de prime abord liée à la composition chimique des végétaux. Ainsi une plante préférée peut ne pas être riche en éléments minéraux.

- Dans le milieu naturel, *Achatina fulica* ravage certaines plantes dont *Laportea aestuans* et *Phaulopsis falcisepala* qui sont essentiellement des plantes de zones anthropisées. Il apparaît qu' *Achatina fulica* est une espèce qui, jusqu'à présent, a colonisé les forêts anthropisées peut-être en raison de leur richesse en espèces végétales qu'elle apprécie. Elle pourrait constituer un véritable danger pour l'expansion de la biodiversité végétale.

BIBLIOGRAPHIE

Adjanohoun E.J., 1989. Contribution aux études ethnobotaniques et floristiques en République Populaire du Bénin. Edition Agence de Coopération Culturelle et Technique. 895 p.

Ake Assi L., 1980. *Cecropia peltata* Linné (Moraceae)· ses origines, introductions et expansion dans l'Est de la Côte d'Ivoire. *Institut Fondamental d'Afrique Noire. Bulletin.* Serie A. Sciences Naturelles, **42**: 96 102.

Cates R.G & Orians G.H., 1975. Successional status and the palatability of plants to generaliged herbivores. *Ecology*, **56**: 410-418.

Craze P.G. & Mauremootoo J.R. 2002. A test of methods for estimating population size of the invasive land snail *Achatina fulica* in dense vegetaion. *Journal of Applied Ecology*, **39**(4): 653-660.

Croll R.P. & Chase R., 1977. A long term memory for food odors in the land snails *Achatina fulica*. *Behavioral Biology*, **19**(2): 261-268.

De Winter A.J., 1988. *Achatina fulica* in West Africa. *Basteria*, **52**: 2.

De Winter A.J., 1989. New records of *Achatina fulica* Bowdich from the Côte d'Ivoire. *Basteria*, **53**: 71 72.

Farkas S.R. & Shorey H.H., 1976. Anemotaxis and odourtrail following by the terrestrial snail, *Helix aspersa* Müller. *Animal Behaviour*, **24**. 686-689.

Gallois L. & Daguzan J., 1989. Recherches écophysiologiques sur le régime alimentaire de l'escargot petit-gris (*Helixe aspersa Muller*) (Mollusque Gasteropode Pulmoné Stylommatophore) *Haliotis*, **19**· 77 86.

Hodasi J.K.M., 1979. Life history studies of *Achatina achatina* (Linné), *Journal of Molluscan Studies*, **45**: 328-339.

Lubchenco J., 1978. Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivore food preference and algal competitive ability. *American Naturalist*, **112**: 23-39.

Nicotri M.E., 1980. Factors involved in herbivore food preference. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **42**: 13-26.

Otchoumou A., Zongo D. & Dosso H., 1989-1990. Contribution à l'étude de l'escargot géant africain: *Achatina achatina* (Linné); *Annales d'Ecologie, Université Nationale de Côte d'Ivoire*, **21**: 31-58.

Otchoumou A., 1997. Etude de trois espèces d'escargots comestibles de forêts hygrophiles humides de l'Est de la Côte d'Ivoire: [*Achatina achatina* (Linné), *Achatina fulica* (Bowdich) et *Archachatina marginata* (Swainson) variété *ventricosa*]. Reproduction et croissance en milieu naturel et en élevage. *Thèse de Doctorat n°246/97, Université de Cocody*, 140p.

Otchoumou A., Dosso H & Fantodji A., 2003a The edible African giant snails: fertility of *Achatina achatina* (Linné, 1758), *Achatina fulica* (Bowdich, 1820) and *Archachatina ventricosa* (Gould, 1850) in humid forest, influence of animal density and photoperiod on fertility in breeding. *Bollettino Malacologico*, **39**: 179-184.

Otchoumou A., Dosso H. & Fantodji A., 2003b. Elevage comparatif d'escargots juvéniles *Achatina achatina* (Linné, 1758), *Achatina fulica* (Bowdich, 1820) et *Archachatina ventricosa* (Gould, 1850): Influence de la densité animale sur la croissance, l'ingestion alimentaire et le taux de mortalité cumulée. *Revue Africaine de Santé et Productions Animales*, **1**(2): 146-151.

Otchoumou A., N'da K., Dosso H. & Kouassi K.D., 2004. Inventaire de végétaux sauvages consommés par l'escargot géant africain *Archachatina ventricosa* (Gould, 1850): préférences alimentaires. *Haliotis*, **33**: 13-20.

Rao I.G & Singh D.K., 2000 Effect of single and binary combinations of plant derived molluscicides on reproduction and survival of the snail *Achatina fulica*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **39**(4): 486-493.

Raut S K. & Barker G.M., 2002. *Achatina fulica Bowdich* and other Achatinidae as pests in tropical agriculture. Molluscs as crop pests. CABI Publishing, Wallingford, UK, 55-114.

Rhoades D. F. & Cates R.G., 1976. Toward a general theory of plant antiherbivore chemistry. *Recent Advances in Phytochemistry*, **10**: 168-213.

Rousselet M., 1979. L'élevage des escargots. Edition du Point Vétérinaire, 122p.

Upatham E.S., Kruatrachue M. & Baidikul V., 1988. Cultivation of the giant african snail: *Achatina fulica* (Bowdich). *Journal of the Scientific Society of Thailand*, **14**: 25-40.

Watson D.C. & Norton T.A , 1985. Dietary preferences of the common periwinkle, *Littorina littorea L.* *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **88**: 193-211.

Étude des paramètres généraux de qualité des eaux marines et évaluation des concentrations des métaux lourds chez la moule *Mytilus galloprovincialis* du littoral de Safi (Maroc)

Samir BENBRAHIM[1], Samira HADMI[2], Mohammed TAHIRI[2], Abdelghani CHAFIK[1] et Fatima Zohra BOUTHIR[1]*

RÉSUMÉ

Le présent travail porte sur l'évaluation de l'état de contamination du littoral de Safi (Maroc), au moyen de prélèvements saisonniers durant un cycle annuel (hiver automne 2002), réalisés au niveau de huit stations côtières. La qualité du milieu est déterminée par la mesure des paramètres physico-chimiques dans l'eau de mer et par l'étude des niveaux de concentrations de trois éléments métalliques (Cd, Cu, Pb) chez la moule *Mytilus galloprovincialis*. L'étude physico-chimique révèle des teneurs élevées en matières azotées et phosphorées, en matières en suspension et en sulfates, surtout au niveau de la zone sud, ainsi que des différences de température et du pH entre les stations. Les teneurs en métaux (Cd, Cu, Pb), mesurées dans la chair de moule *M. galloprovincialis* montrent des variations significatives selon les stations de prélèvements et le métal étudié. Ainsi, on enregistre les moyennes les plus élevées en Cd et Cu dans la zone sud, au niveau de S6 située à 350 m du rejet de l'unité de transformation des phosphates, qui sont respectivement de 3,34 et 6,13 mg/kg P.S., alors que les valeurs les plus faibles sont de 0,13 et 0,24 mg/kg P.S., enregistrées au niveau de la station S2. Au contraire, le plomb est accentué du côté de la zone nord, avec une concentration de 1,82 mg/kg P.S. au niveau de S2, située près du port et recevant les rejets des habitations et des autres industries. La concentration minimale est enregistrée au niveau de S7 (0,25 mg/kg P.S.).

En général, la zone sud recevant les rejets de l'industrie des phosphates présente une contamination plus importante que la zone nord où sont déversés les rejets domestiques et ceux des autres industries.

ABSTRACT

A study of physico-chemical parameters of sea water and an assessment of metal element concentrations in the mussel *Mytilus galloprovincialis* from the coastline of Safi (Morocco)

The state of contamination of the coastline of Safi (Morocco) is assessed by means of seasonal sampling during a one year cycle (winter - autumn 2002) at eight inshore stations. The quality of the environment is determined by measurements of physico-chemical parameters in the sea water and by the

[1] Institut national des recherches halieutiques, laboratoire de chimie, 2 rue Tiznit, Casablanca, Maroc *Auteur recevant la correspondance e-mail <e-mail: sbenbrahim@yahoo.com>

[2] Université Hassan II, Faculté des sciences, Ain Chok Casablanca, Maroc.

survey of concentration levels of three metallic elements (Cd, Cu, Pb) in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. The physico chemical survey reveals high contents in nitrogenous and phosphorated compounds, in suspended matter and in sulphates, especially in the southern part of the area. In parallel to this, differences in temperature and the pH are noted between the stations. The contents of three metals (Cd, Cu, Pb) show some meaningful variations in the flesh of the mussel *Mytilus galloprovincialis* according to the sampling sites and to the studied metal. Thus, the highest averages in Cd and Cu are found in the southern zone, at S6 situated 350 m away from the discharge of the phosphate transformation unit, with values respectively of 3,34 and 6,13 mg/kg D.W., whereas the lowest values are of 0,13 and 0,24 mg/kg D.W., recorded at S2 station. Conversely, lead is higher towards the northern sites, with a concentration of 1,82 mg/kg D.W. at S2, situated close to the harbour and receiving the sewage of the urban area and industries. The minimal concentration is recorded at S7 (0,25 mg/kg D.W.).

In general, the southern zone receiving the sewage of the phosphate industry presents a more important contamination than the northern zone which receives domestic and industrial sewage.

INTRODUCTION

Le littoral de Safi compte parmi les zones côtières de l'océan Atlantique marocain les plus exposées au phénomène de pollution. Cette région représente un pôle industriel important pour le royaume, qui regroupe une grande unité industrielle de transformation des phosphates et des industries de l'agro-alimentaire, de textile, des tanneries et de la poterie. Ajoutons à cela, l'implantation dans cette région de l'un des plus grands ports de pêche du pays. Toutefois, ces différentes industries, associées au développement urbain de la ville, entraînent la production d'énormes volumes d'eaux usées, chargés en polluants toxiques, qui sont déversés directement le long du littoral sans aucun traitement préalable. Parmi les polluants dangereux qui constituent une menace tant pour le milieu aquatique que pour l'homme, nous retrouvons les métaux lourds, reconnus par le passé comme responsables de plusieurs cas d'accidents mortels, notamment l'accident de Minamata dû au rejet du mercure (Irukayama, 1967) et celui d'Itai-Itai dû au cadmium (Tsuchiya, 1978). De ce fait, la connaissance des concentrations des polluants, notamment les métaux, dans le milieu marin est indispensable à l'évaluation du degré de contamination de cette région littorale.

L'objectif de cette étude, effectuée dans le cadre d'un programme de surveillance de la qualité et de la salubrité du milieu marin, est de contribuer à la constitution d'une base de données relative à la pollution chimique des zones côtières. Elle se propose d'évaluer la qualité des eaux marines, par la détermination des paramètres physico-chimiques et de déterminer le degré de la contamination métallique chez la moule *M. galloprovincialis*, prise comme organisme bioindicateur de cette pollution (Bryan, 1976; Cossa, 1989; Moukrim *et al.*, 2000).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Présentation de la zone d'étude

Afin d'évaluer l'impact des rejets d'eaux usées et en vue d'étudier la qualité des eaux et des organismes marins, il s'est avéré nécessaire d'effectuer l'échantillonnage de telle sorte que les stations de prélèvement soient les plus représentatives du milieu. Huit stations de prélèvement ont été retenues (figure 1). Elles sont réparties du nord vers le sud de la manière suivante:

- S2: Située à l'entrée du port, à 800 m au nord du rejet Trabssini.
- S3: Située à 300 m au sud du point de rejet domestique de la ville et des industries de agro alimentaire.
- S4: Située à700 m au sud du rejet domestique de la ville.
- S5: Situé au niveau du grand rejet d'une société de transformation des phosphates (OCP),
- S6: Située à 350 m au sud du rejet de l'OCP.
- S7: Située à 1000 m au sud du rejet de l'OCP.

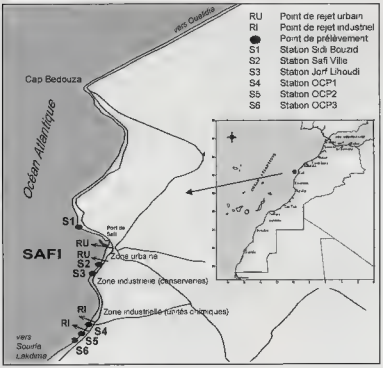

Figure 1. Situation des stations de prélèvement le long du littoral de Safi

Aussi et pour pouvoir suivre l'étalement de la pollution causée par les différents effluents, deux sites de référence, pris plus loin des rejets domestiques et industriels, ont été choisis au nord et au sud de la région: le premier S1 est situé à Cap Bedouza (40 km au nord de Safi), le second S8 est pris à Souiria Lakdima (situé à 35 km au sud de Safi).

Échantillonnage

L'échantillonnage est effectué saisonnièrement selon un cycle annuel (soit 4 campagnes de prélèvements au niveau de huit stations). Les échantillons d'eaux de mer sont prélevés à marée basse. Ils sont stockés dans des flacons en polyéthylène, préalablement lavés et rincés à l'eau distillée puis à l'eau du point de prélèvement, ils sont ensuite transportés dans des glacières en vue de leur stockage au réfrigérateur à +4°C jusqu'à analyse. Les échantillons de moules sont collectés à la main au niveau de l'étage médiolittoral inférieur. Environ quarante individus adultes (taille moyenne entre 4 et 5 cm), sont récoltés et triés sur place afin de ramasser uniquement la *Mytilus galloprovincialis*. Il est à signaler que les moulières de cette région représentent un mélange de deux espèces, *Perna perna* et *Mytilus galloprovncialis*. Le choix de cette dernière permettra de comparer les résultats avec d'autres régions, notamment les côtes atlantiques nord et la Méditerranée, où l'espèce est dominante.

Les individus ramassés sont nettoyés puis stockés dans des flacons en polyéthylène, préalablement lavés, et contenant de l'eau du lieu de prélèvement. Après une période de purge allant jusqu'à 36 heures, les parties molles sont séparées des coquilles. Elles sont lavées à l'eau distillée puis égouttées. Ensuite elles sont finement homogénéisées à l'aide d'un broyeur à couteau inox et lyophilisées pendant 72 heures jusqu'à poids constant, puis broyées et conservées dans des flacons hermétiquement bouchés.

Analyse des échantillons

La qualité des eaux marines est évaluée par la détermination des paramètres physico-chimiques (température, pH, salinité, matières en suspension, sulfates, orthophosphates, nitrites, nitrates, azote ammoniacal), selon les méthodes décrites par Aminot et Chaussepied (1983).

La minéralisation des échantillons pour le dosage du Cd, Cu, et Pb, est effectuée suivant des méthodes validées (Auger, 1989; Sanjuan et Cossa, 1993), sur une prise d'essai de 0.2 g de lyophilisat, par attaque avec 4 ml d'acide nitrique suprapur (Merck), à température ambiante pendant au moins 1 heure puis au four à micro-ondes pendant 5 minutes à 80% suivi de 2,20 minutes à 100%. Après refroidissement, le minéralisat est complété à 50 ml avec de l'eau de haute pureté (Milli-Q). Le dosage est réalisé par la méthode électrothermique à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique Perkin Elmer 3100, muni d'un four graphite (HGA-600) et correction au Deutérium. Chaque série d'analyse est testée par le dosage d'échantillon certifié (SRM 2976) provenant de l'AIEA. Les résultats sont exprimés en mg/kg de poids sec (tableau 1).

Tableau 1. Moyennes et écarts types pour les valeurs mesurées et les valeurs certifiées, n = 4.

Echantillon certifié	Cd (SRM 2976)	Cu (SRM 2976)	Pb(SRM 2976)
Valeur trouvée (mg/kg P.S.)	0.75 ± 0.12	3.67 ± 0.74	1.12 ± 0.33
Valeur certifiée (mg/kg P.S.)	0.82 ± 0.16	4.02 ± 0.33	1.19 ± 0.15

L'analyse de variance (ANOVA) est effectuée par le logiciel Statistica (version 6.0) pour comparer les teneurs moyennes des métaux selon les sites.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Paramètres hydrologiques du milieu

Les paramètres physico-chimiques mesurés dans l'eau de mer sont représentés dans la figure 2. Les résultats ne dénotent aucune variation notable de la salinité, qui respecte les valeurs normales des eaux côtières salubres. Par ailleurs, la température varie entre 17 et 30°C le long de cette zone, le profil spatial des variations thermiques présente une différence notable entre les sites situés de part et d'autres du rejet principal de l'unité de transformation des phosphates (OCP). La variation spatiale du pH montre une certaine diminution au niveau du point de rejet S5 (pH – 6.65). Cette baisse de pH se propage spatialement vers le sud où on enregistre des moyennes de l'ordre de 7,3 au lieu de 8,20 normalement mesurée au niveau des sites non pollués (Aminot et Chaussepied, 1983). Les concentrations de la matière en suspension montre une irrégularité et une discordance dans les variations de celles-ci, avec un gradient croissant de

turbidité en allant de S_1 vers S_5, et qui diminue au fur et à mesure qu'on se dirige vers le sud. L'analyse des autres éléments montre que le point de rejet de l'OCP (S5) présente une forte charge en matières azotées, en orthophosphates et en sulfates.

La distribution spatiale des concentrations des paramètres physico-chimiques montre que les stations S5, S6 et S7 situées au niveau des rejets d'effluents liquides - solides émanant de la société de transformation des phosphates sont les plus contaminées, dénotant ainsi que les

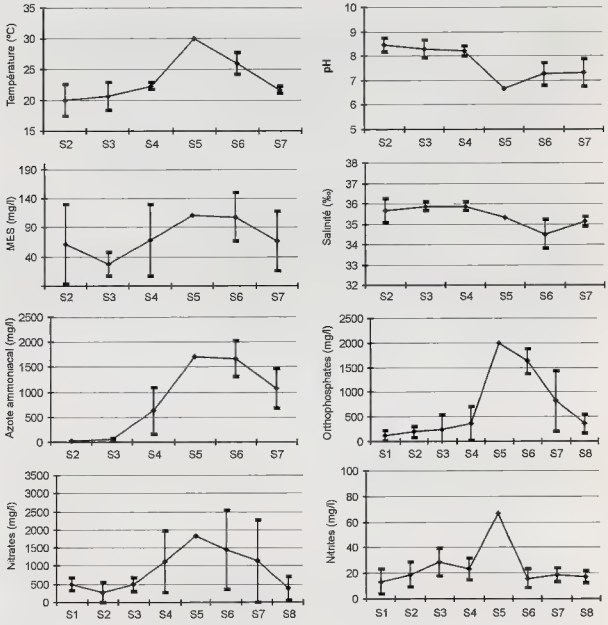

Figure 2. Concentrations des paramètres physico chimiques mesurés dans l'eau de mer prélevée au niveau des stations d'échantillonnage.

apports polluants de l'OCP sont plus important que les apports des rejets domestiques etindustriels situés dans la zone nord. Cependant, en s'éloignant du point S5, les teneurs des différents paramètres tendent vers la baisse. En effet, le brassage permanent des eaux côtières, dû essentiellement aux agents hydrodynamiques assurant le mélange des eaux de surface avec celles du fond et du large, favorisent la dispersion de la charge polluante.

Par comparaison avec la qualité des eaux côtières non polluées (Aminot et Chaussepied, 1983), nous constatons que les eaux du littoral de Safi sont de qualité inférieure. Par contre, et mis à part les concentrations en orthophosphates et en matière en suspension, enregistrées au niveau des sites recevant les eaux usées de l'industrie des phosphates, la qualité du milieu reste comparable à celle de plusieurs zones urbaines et industrielles du pays, notamment les côtes de Casablanca et d'El Jadida (Benbrahim *et al.*, 1996; Chafik *et al.*, 2001; Kaimoussi *et al.*, 2002).

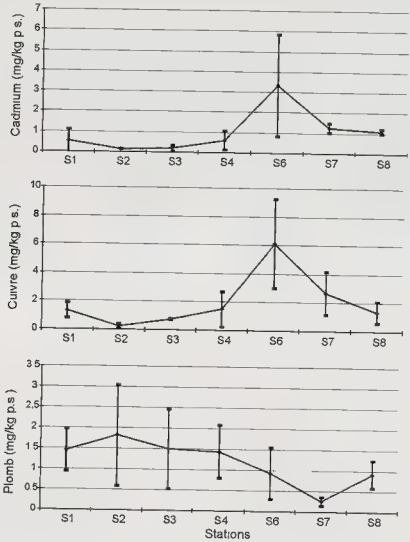

Figure 3. Concentrations du cadmium, du cuivre et du plomb dans la chair des moules

Ce constat est confirmé par l'analyse des variances (ANOVA) (tableau 2) qui montre des coefficients significatifs à hautement significatifs, vis à vis du Cd et du Cu.

Tableau 2. Résultats de l'analyse de variance (Test F, Anova) des concentrations métalliques spatiales chez la moule *M. galloprovincialis* du littoral de Safi (* significatif, ** hautement significatif, NS non significatif).

Coefficient	Cd	Cu	Pb
Facteur sites	3.73 *	6.07 **	1.68 NS

***Teneurs métalliques chez la moule* M. galloprovincialis**

Les variations des teneurs métalliques enregistrées dans la chair de la moule *M. galloprovincialis* sont représentées dans la figure 3. Les concentrations moyennes en Cd et en Cu, enregistrées au nord du littoral de Safi (de S1 à S4), varient de 0,13 à 0,60 mg/kg P.S. pour le Cd et de 0,25 à 1,48 mg/kg P.S. pour le Cu. Ces concentrations augmentent nettement au niveau des stations S6 et S7, situées à proximité du rejet du complexe chimique des phosphates, et atteignent au niveau de S6 une moyenne de 3,34 mg/kg P.S. pour le Cd avec un maximum de 6,24 mg/kg P.S., à côté de 6,13 mg/kg P.S. pour le Cu avec un maximum de 9,04 mg/kg P.S.

Des études antérieures (Chafik *et al.*, 1996, 2001; Cheggour *et al.*, 1999; Kaimoussi *et al.*, 2001) réalisées au niveau de la zone de Jorf Lasfar (Maroc), recevant également les rejets d'une autre unité de transformation des phosphates, ont montré que les effluents de ces industries sont chargés en Cd et en Cu. En comparant les résultats relevés au niveau de S6 et S7 à ceux donnés par ces études (tableau 3), nous remarquons que les concentrations enregistrées à Safi sont plus faibles. En effet, le phosphate naturel contient des teneurs en Cd de l'ordre de plusieurs mg/kg (Cossa et Lassus, 1989), qui peuvent varier selon le gisement minier exploité. Par contre, la concentration moyenne du cadmium, calculée par rapport à l'ensemble des stations (0,89 mg/kg P.S.), reste supérieure aux teneurs enregistrées le long du littoral nord du Maroc (Chafik *et al.*, 2001). Par comparaison avec d'autres aires géographiques, la contamination du littoral de Safi reste plus faible que plusieurs régions du monde (Cossa et Lassus, 1989), notamment la mer Baltique (2,7 mg/kg P.S.), l'Atlantique des Etats-Unis (1,80 mg/kg P.S.) et le Pacifique (4,1 mg/kg P.S.).

Concernant le cuivre et en comparaison avec des études antérieures, les résultats enregistrés au niveau des stations S6 et S7 sont du même ordre de grandeur que ceux de Bannaoui *et al.* (2004), qui ont relevé au niveau des mêmes sites, des teneurs de l'ordre de 7.0 ± 2.3 mg/kg.PS. Par contre, au niveau des autres stations (S1 à S4), le niveau de contamination paraît moins important que les concentrations relevées au niveau des régions d'El Jadida et Casablanca (Chafik *et al.*, 2001; Bouthir , 2004), situées sur le littoral atlantique marocain, ainsi que par rapport à d'autres régions du monde (tableau 3).

Pour le plomb, et contrairement aux Cu et Cd, les concentrations mesurées dans la zone nord sont plus élevées que celles de la zone sud. La valeur maximale est de l'ordre de 3 mg/kg P.S., enregistrée au niveau de la station S2, située à l'entrée du port et près du rejet urbain Trabssini. La contamination par le plomb au niveau de ce secteur pourrait provenir de ce rejet, ainsi que du trafic maritime et des activités que connaît l'enceinte portuaire. La valeur moyenne calculée par rapport aux sept stations d'échantillonnage est de 1,18 mg/kg P.S.

Tableau 3. Teneurs métalliques (ppm P.S.) chez les moules de différentes régions du monde: (a) *M. galloprovincialis;* (b) *Perna perna;* (c) *M. edulis.*

Localité	Cd	Cu	Pb	Référence
Littoral de Safi	0 02 – 6.24	0 07 – 9 04	0 18 – 3 08	Présente étude [a]
Littoral Casablanca – Mohammadia, Maroc	0.34 – 1 21	8.72 – 25 95	2.57 – 11 64	Bouthir (2004) [a]
Larache-Casablanca	0 4 –1.9	6 6 –14 4	-	Chafik *et al.* (2001) [a]
Rabat, Maroc	0.13 – 1.5	2.4 – 12.2	-	Chafai (1994) [a]
El Jadida, Maroc	0 8 – 18.2	4 6 225	-	Kaimoussi (2002) [a]
Mer Méditerranée Ouest Maroc	0.01 – 0.25	4.65 – 19 39	0.52- 0 94	El Hamri (1996) [b]
Baie d'Alger, Algérie	0 54 –1.80	10 8 – 15 7	-	Abada-Boudjema (1996) [a]
Portugal (côte sud)	1.3 – 3.1	4 8 – 7.0	-	Bebianno & Machado (1997) [a]
La Rochelle (France)	0 36 – 0.64	5.9 – 8.9	-	Radenac *et al* (1997) [c]
Mer Méditerranée: France	0.09 – 36.20	2.3 – 52.2	0 10 - 83.20	R.N.O. (1998) [a]
Atlantique Nord France	0.20 –13.00	0.9 – 33.9	0.15 – 13.7	R.N O (1994) [a]

Toutefois, les concentrations métalliques relevées au niveau du littoral de Safi restent intermédiaires entre les valeurs limites tolérables (Dudermel, 2003; Règlement CE 466/2001, Commission des Communautés Européennes).

Afin de mieux comparer les niveaux de pollution métallique suivant les différents sites du littoral, nous avons calculé l'indice de contamination métallique Ic des moules selon la formule:

$$Ic\ Sx\ (métal\ y) = Sx / M;$$

avec Sx = Teneur moyenne du métal y à la station x (en mg/kg P.S.); M = Teneur moyenne de y dans toutes les stations (en mg/kg P.S.). Cet indice a été adapté par plusieurs auteurs (Chafik *et al.*, 2001; Kaimoussi *et al.*, 2002; Bouthir *et al.*, à paraître), pour s'affranchir de l'absence de normes ou de standards environnementaux. Il a ainsi permis de comparer le degré de pollution des différentes stations par rapport à une moyenne régionale (tableau 4). Les résultats donnent un gradient décroissant de contamination pour les trois métaux combinés: S6 > S7 > S4 ≈ S8 > S1 > S3 ≈ S2 (à l'exception de S5 par absence de coquillages).

Tableau 4. Indices de contamination métallique (Ic) de la moule *M. galloprovincialis* le long du littoral de Safi.

Ic	Cd	Cu	Pb	Σ (Ic)
S1	0 51	0.66	1.23	2.40
S2	0.13	0.12	1.53	1.78
S3	0.18	0.37	1.26	1.81
S4	0.59	0.74	1.21	2 55
S6	3.29	3.08	0.78	7.14
S7	1.24	1.34	0.22	2 79
S8	1.08	0.68	0 77	2.53

CONCLUSION

Au terme de ce travail, nous avons mis en évidence la contamination chimique du littoral de Safi, à travers la détermination des paramètres physico-chimiques et le niveau des concentrations des métaux lourds (Cd, Cu, Hg) chez la moule *M. galloprovincialis*.

L'évaluation de la qualité des eaux de mer a montré que les concentrations des éléments nutritifs, des sulfates et de la matière en suspension présentent un gradient croissant du nord vers le sud, avec un maximum au niveau de la station située à proximité des rejets de l'unité de transformation des phosphates (OCP). En parallèle, les valeurs du pH diminuent au niveau de cette station.

Le suivi spatio-temporel des teneurs métalliques (Cu, Cd, Pb), chez la moule, a permis de confirmer les variations du niveau de pollution entre le secteur nord et le secteur sud du littoral de Safi. Les plus fortes teneurs en Cd et en Cu ont été relevées dans la partie sud, à proximité des effluents industriels des phosphates. Par contre, la distribution des concentrations en Pb montre que les valeurs augmentent dans la zone nord, qui reçoit également des eaux usées émanant des rejets urbains et des activités portuaires.

Globalement, le littoral de Safi présente une contamination d'origine urbaine et industrielle, qui dégrade la qualité des eaux et des organismes marins. L'industrie des phosphates représente l'activité la plus polluante de cette région. Cependant, et en s'éloignant des points de rejets, les concentrations des polluants baissent considérablement et restent inférieurs aux valeurs limites tolérables.

BIBLIOGRAPHIE

Abada Boujema Y.M., 1996. Cinétique, croissance, production et composition biochimique de deux bivalves mytilidés, *Perna perna* (L) et *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) du littoral algérois, Thèse de doctorat. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 115 p.

Aminot A. & Chaussepied M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin, CNEXO, 395 p.

Auger D., 1989. Méthode de dosage du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans la chair de poisson. Rapport IFREMER DERO-89-07-MR, 7 pp.

Banaoui A., Moukrim A., Chiffoleau J.F, Burgeot T., Azdi M., Kaaya A., Auger D. & Rozuel E., 2004. Utilisation des paramètres biochimiques et analyses chimiques chez *Perna perna* pour l'évaluation de la contamination métallique des côtes marocaines. Biochimie et Environnement, Congrès International de Biochimie. Marrakech, Maroc, 3-6 Mai 2004: 603-608.

Bebianno, M.J., M. Machado, 1997. Concentrations of metals and metallothioneines in Mytilus galloprovincialis along the South Coast of Portugal. Mar. Pollut. Bull., 34 (8) : 666-671.

Benbrahim S., Chafik A., Dafir J., Zidane F., 1997. Contribution à l'étude de l'impact des rejets liquides sur le littoral de Casablanca. Ressources Halieutiques et Environnement Marin, Deuxièmes journées maghrébines des Sciences de la Mer, Agadir, Maroc.

Bryan G.W., Langston W.J., Hummerstone L.G., 1980. The use of biological indicators of heavy metal contamination in estuaries. *Marine Biological Assssociation of the UK, Occasional publications*, 1: 73 pp.

Bouthir F.Z, Chafik A., Benbrahim S., Messoudi A., Souabi S. & Mardhy H., sous presse. Étude de la qualité physico-chimique des eaux côtières du littoral de la wilaya du grand Casablanca (Océan Atlantique marocain): la moule *Mytilus galloprovincialis* comme indicateur de la contamination métallique (à paraître in Marine life).

Chafai El Alaoui S., 1994. Etude de quelques aspects de la contamination métallique chez certains mollusques et poissons marins: Etude Environnementale (Côte Atlantique marocaine) et approche expérimentale. Thèse de 3ème cycle, Fac. des Sciences Semlalia, Univ. Cadi Ayyad, Marrakech, 155 p.

Chafik A., Cheggour M. & Kaimoussi A., 1996. Etude préliminaire de l'impact des activités de traitement des phosphates sur le milieu marin: Cas de Jorf Lasfar. *Travaux et Documents, Institut National de Recherche Halieutique (INRH)*, **94**: 18 pp.

Chafik A., Cheggour M., Cossa D., Benbrahim S. & Siefddine M., 2001. Quality of Moroccan Atlantic coastal waters: water monitoring and mussel watching. *Aquatic Living Resources*, **14**: 239-249.

Cheggour M., Langstone W.J., Chafik A., Texier H., Idrissi H. & Boumezzough A., 1999. Phosphate industry discharges and their impact on metal contamination and intertidal macrobenthos: Jorf lasfar and Safi coastline (Morocco). *Toxicological and Environmental Chemistry*, **70**: 159-179.

Commission des Communautés Européennes, 2001. Règlement CE n° 466/2001 de la Commission portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal Officiel des Communautés Européennes*, 16.3.2001: L77/1-L77/13.

Cossa D., 1989. A review of the use of *Mytilus* spp. as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanologica Acta*, **12**: 417-432

Cossa D., Lassus P., 1989. Le cadmium en milieu marin; Biogéochimie et écotoxicologie. *Rapports Scientifiques et Techniques*, IFREMER, 16: 110 pp.

Dudermel P.-M., 2003. Métaux lourds, dioxines et furannes dans les produits de la pêche. Caractéristiques, origines et dosage. *Sciences des Aliments*, **23**(4): 543-557.

El Hamri H., 1996. Etude de la contamination par les métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Cr, Hg) des Mollusques marins prélevés sur la côte Méditerranéenne Marocaine Ouest. Thèse de l'Université Sidi Mohammed Ben Abdellah, Fès, 136 pp.

Irukayama K., 1967. Pollution of Minamata bay and Minamata disease. *In*: Proceedings of the 3rd International Conference on Water Pollution Research, Munich, 1966 (Paz Maroto J. & Josa F., eds). *Advances in Water Pollution Research*, 3: 153-180. Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.

Kaimoussi A., Chafik A., Mouzdahir A. & Bakkas S., 2001. The impact of industrial pollution on the Jorf Lasfar coastal zone (Morocco, Atlantic Ocean): the mussel as an indicator of metal contamination. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, series IIa*, Earth and Planetary Science, **333**: 337-341.

Kaimoussi A., Chafik A., Mouzdahir A. & Bakkas S., 2002. Diagnosis on the state of healthiness, quality of the coast and biological resources 'case of the Moroccan Atlantic coast' (City of El Jadida). *Comptes Rendus Biologies*, **325**: 253-260.

Moukrim A., Kaaya A., Najimi S., Roméo M., Gnassia-Barelli M. & Narbonne J-F., 2000. Assessment of the trace metal levels in two species of mussels from the Agadir marine bay, south of Morocco. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **65**: 478-485.

Radenac G., Miramand P. & Tardy J., 1997. Search for impact of a dredged material disposal site on growth and metal contamination of *Mytilus edulis* in Charente-Maritime (France). *Marine Pollution Bulletin*, **34**(9): 721-729.

R.N.O (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin), 1994. Les contaminants dans la matière vivante. In: Surveillance du milieu marin: 9-24. Ministère de l'aménagement du Territoire et de l'Environnement, Paris et IFREMER, Nantes.

Sanjuan J. & Cossa D., 1993. Dosage automatique du mercure total dans les organismes marins par fluorescence atomique. Rapport IFREMER, R.INT.DEL/93.12/ Nantes.

Tsuchiya K., 1978. Cadmium studies in Japan. A review. Elsevier Amsterdam, 238 pp.

BIBL. DU MUSÉUM PARIS

Normes diverses

Les noms de taxa devront être cités et utilisés conformément au Code International de Nomenclature Zoologique (édition de 2000). Les noms génériques ou spécifiques seront écrits en *italique*, les noms de familles ou de divisions d'un rang plus élevé, en caractères normaux. Un nom spécifique, générique ou familial apparaissant pour le première fois dans le texte devra être accompagné de son auteur et date de publication. Auteur et date d'un taxon seront toutefois omis dans le titre de l'article. On évitera les tournures de phrases donnant lieu à confusion entre une référence bibliographique et l'auteur et date d'un taxon.

La bibliographie comprendra toutes les références citées dans le texte, et uniquement celles-ci. Toutefois, les références citées uniquement en tant qu'auteur et date d'un taxon ne sont pas obligatoirement incluses dans la bibliographie. Les titres des périodiques doivent apparaître *in extenso*. Les références seront citées selon un des modèles suivants:

Bourguignat J.R., 1857. Aménités malacologiques. *Revue et Magasin de Zoologie* (2)**9**: 3-31, pl. 1-4.

Swofford D.L. & Olsen G.J., 1990. Phylogeny reconstruction. *In*: Molecular systematics. (D.M. Hillis & C. Morris, eds.): 411-501. Sinauer Associates, Sunderland, Massachussets.

Dans le texte, on citera les références sous la forme "... selon Hall (1986)... ", "(Hall et Smith, 1986)", (Richardson *et al.*, 1985)...". Pour plusieurs articles d'un même auteur et d'une même date, on utilisera la forme "1985a, 1985b..."

Les tirés-à-part devront être commandés au moment des épreuves. Pour chaque article, 25 tirés-à-part gratuits seront envoyés aux auteurs. Des tirés-à-part supplémentaires, payants, pourront être commandés au même moment.

Comité de rédaction

Patrick ARNAUD	Station Marine d'Endoume, Rue de la Batterie des Lions, F-13007 Marseille
Alan BEBBINGTON	3 Crawley Lane, Uley, Nr Dursley, Glos GL11 5 BJ, Grande-Bretagne
Alain BODOY	IFREMER, Rue de l'Ile d'Yeu,B.P. 1049 - F-44037 Nantes cedex 01
Serge GOFAS	Departamento de Biología Animal, Facultad de Ciencias Universidad de Málaga, E-29071 Málaga, Espagne
Marcel LE PENNEC	Institut Universitaire Européen de la Mer, F-29280 Plouzané
Mathieu POULICEK	Laboratoire d'Ecologie marine, Institut de Zoologie, Université de Liège, 22 Quai van Beneden, B - 4020 Liège, BELGIQUE
Jean TARDY	51, rue Emile Racaud, F-17000 La Rochelle
Nardo VICENTE	C.E.R.A.M., Faculté des Sciences et Techniques, de Saint Jérôme, F-13397 Marseille cedex 13

Directeur de la publication: Marcel LE PENNEC, Président de la S.F.M.
Éditeur de ce volume: Serge GOFAS

Société Française de Malacologie - siège : 55, rue Buffon, F-75005 Paris ISSN: 0397.765 X
Imprimé en Espagne par Imagraf, Málaga - Achevé d'imprimer le

Sommaire

A. GUTIÉRREZ, M. YONG, J. SÁNCHEZ, L. WONG & J.-P. POINTIER
Competition between *Fossaria cubensis* and two isolates (susceptible and resistant to *Fasciola hepatica*) of *Pseudosuccinea columella* under laboratory conditions 1

F. HAMZA, P. JARNE, B. DELAY & N. KECHEMIR
Variabilité génétique et systèmes de reproduction chez *Bulinus truncatus* (Audouin, 1827) d'Algérie 13

H. BERGAYOU & A. MOUKRIM
Cerastoderma edule (Linné, 1758) et *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778): étude comparative de la croissance et des générations annuelles dans l'estuaire de l'Oued Souss (sud-ouest du Maroc), sous climat aride 19

A. OTCHOUMOU, K. N'DA, H. DOSSO & K.D. KOUASSI
L'escargot géant africain *Achatina fulica* (Bowdich, 1820), une peste potentielle pour les végétaux des forêts anthropisées de Côte d'Ivoire 29

S. BENBRAHIM, S. HADMI, M. TAHIRI, A. CHAFIK & F.Z. BOUTHIR
Étude des paramètres généraux de qualité des eaux marines et évaluation des concentrations des métaux lourds chez la moule *Mytilus galloprovincialis* du littoral de Safi (Maroc) 39